Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insecta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten

Dissertation
zur Erlangung des Grades
eines Doktors der Philosophie
der Philosophischen Fakultät
der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

Peter Nagel

Saarbrücken

1975

Studien zur Ökologie und Chorologie der Coleopteren (Insecta) xerothermer Standorte des Saar-Mosel-Raumes mit besonderer Berücksichtigung der die Bodenoberfläche besiedelnden Arten

Dissertation

zur Erlangung des Grades eines Doktors der Philosophie
der Philosophischen Fakultät
der Universität des Saarlandes

vorgelegt von

Peter Nagel

Landau

Saarbrücken

1975

UNIV.
LEIDEN
BIBL.

Der Dekan: Prof.Dr.F.Hiller

Berichterstatter: Prof.Dr.P.Müller

Prof.Dr.J.Schmithüsen

Tag der letzten Prüfungsleistung: 30.1.1975

Inhaltsverzeichnis

	Seite
1. Einleitung und Problemstellung	3
2. Methode	8
2.1. Erfassung der Coleopteren	8
2.2. Definition einiger im Text verwendeter ökologischer Begriffe	13
2.3. Abundanzuntersuchungen	16
2.4. Diversitätsuntersuchungen	20
2.5. Pflanzensoziologische Untersuchungen	28
2.6. Mikroklimauntersuchungen	30
2.7. Bestimmung der Bodenazidität	31
2.8. Verbreitungstypen	31
3. Das Untersuchungsgebiet	34
3.1. Geologisch-geomorphologische Übersicht	34
3.1.1. Weinberg bei Winningen	34
3.1.2. Hammelsberg bei Perl	35
3.1.3. Koppenachberg bei Montenach	36
3.1.4. Schenkelsberg bei Mimbach	37
3.2. Die Pflanzengesellschaften	38
3.3. Die klimatischen Verhältnisse des Saar-Mosel-Raumes	39
3.4. Das Mikroklima	41
3.4.1. Weinberg bei Winningen	41
3.4.2. Hammelsberg bei Perl	42
3.4.3. Koppenachberg bei Montenach	42
3.4.4. Schenkelsberg bei Mimbach	43
3.4.5. Zusammenfassung	44
3.5. Bodenazidität	45
4. Ergebnisse	46
4.1. Die Coleopterenarten	46
4.2. Abundanzuntersuchungen (Ökotypen)	47
4.2.1. Weinberg bei Winningen	47
4.2.2. Hammelsberg bei Perl	52
4.2.3. Koppenachberg bei Montenach	57

Seite

4.2.4. Schenkelsberg bei Mimbach 64
4.2.5. Zusammenfassung 68
4.3. Diversitätsuntersuchungen 71
4.3.1. Vorbemerkung 71
4.3.2. Arten-Diversität 73
4.3.2.1. Weinberg bei Winningen 73
4.3.2.2. Hammelsberg bei Perl 75
4.3.2.3. Koppenachberg bei Montenach 77
4.3.2.4. Schenkelsberg bei Mimbach 78
4.3.2.5. Zusammenfassung 80
4.3.3. Verbreitungstypen-Diversität 83
4.3.3.1. Weinberg bei Winningen 83
4.3.3.2. Hammelsberg bei Perl 85
4.3.3.3. Koppenachberg bei Montenach 87
4.3.3.4. Schenkelsberg bei Mimbach 90
4.3.3.5. Zusammenfassung 94
5. Diskussion 98
6. Zusammenfassung 124
7. Literatur 129

Anhang 168
Abbildungen 169
Tabellen 174

1. Einleitung und Problemstellung

Xerotherme Standorte des Saar-Mosel-Raumes stellen gut abgrenzbare, inselhaft verbreitete Mikro-Ökosysteme (vgl. ELLENBERG 1973) dar, deren biogeographische Analyse kleinräumig-landschaftsbezogene Ergebnisse erwarten läßt. Diese Gebiete sind aus mehreren Gründen von besonderem biogeographischen Interesse. Obwohl die meisten dieser Mesobrometen vom Menschen geschaffen wurden (vgl. HARD 1964), treten zumindest bei Lepidopteren subspezifisch differenzierte Populationen auf, die als Xerothermrelikte interpretiert wurden (vgl. DE LATTIN 1967) und deren Herkunft und Alter besonders zu Anfang dieses Jahrhunderts Gegenstand heftiger Diskussionen waren (vgl. KNÖRZER 1909, 1912, SCHUSTER 1909, KOLBE,H.1923,1931, RUDY 1924, KUNTZE 1931, SCHULTZ 1934,1935, WARNECKE 1934,1935, PETRY 1935, FRANZ 1936,1939b, HEUSER 1938, HORION 1938,1939 u.a.). Auf den gleichen Standorten leben jedoch eine Fülle weiterer Arten, die als "Waldarten" bekannt sind, d.h. deren Abundanzmaximum auf Waldstandorten zu verzeichnen ist. Das Wuchspotential dieser Mesobrometen ist gegenwärtig kein offenes Gelände, sondern Wald (vgl. MÜLLER,P.1971). Menschliche Siedlungsgeschichte, Entwicklungsgeschichte der Populationen und zahlreiche rezente Wirkungsfaktoren durchdringen sich auf diesen Standorten und erschweren hierdurch eine Bewertung. Hinzu kommt, daß die saarländischen Mesobrometen zoogeographisch nur lückenhaft bearbeitet worden sind.

Vorliegende Untersuchungen haben deshalb das Ziel, über eine biozönotische Standortanalyse zu einer landschaftsbezogenen Aussage zu gelangen (vgl. KAISER 1951). Die mit denselben Methoden erarbeiteten Zönosen der Untersuchungsflächen ermöglichen einen direkten Vergleich der Standorte. Der Grad der Übereinstimmung der Zönosen läßt Rückschlüsse auf die Ähnlichkeit der Standorte zu. Diese Ähnlichkeit kann durch einen Faktor (Vegetation, Mikroklima, Boden etc.) oder die Kombination mehrerer Faktoren bedingt

sein. Zur Erhellung dieses Problemkreises werden einige der exogenen Faktoren erfaßt.

Die Coleopterenfauna bietet sich aus praktischen Erwägungen als Untersuchungsgrundlage an. Diese Tiergruppe ist in Mitteleuropa und speziell im weiteren Untersuchungsgebiet faunistisch gut bearbeitet (ROETTGEN 1912, HORION 1941,1949,1951,1953,1955,1956,1958,1960,1961,1963,1965, 1967, KOCH & LUCHT 1962, KOCH 1968, LUCHT 1968, SCHMAUS 1955,1960,1962,1964,1966,1969,1972), die Untersuchungen ließen relativ hohe Arten- und Individuenzahlen erwarten, wodurch allein statistische Erörterungen möglich werden, und autökologische Charakteristika besonders der Carabiden sind durch experimentelle Bearbeitung des Tiermaterials zumindest teilweise bekannt geworden (BODENHEIMER 1931, KROGERUS,R.1937, KROGERUS,H.1948, LINDROTH 1949, PERTTUNEN 1951, KÜHNELT 1955, SCHMIDT 1956, WILLIAMS,G.1959b, KIRCHNER,H.1960, KLESS 1961, THIELE 1961,1962,1964a,1967, 1968,1971b,1974, LEHMANN 1962, LAUTERBACH 1964, PAARMANN 1966, THIELE & LEHMANN 1967, WOLF 1970, BECKER 1972, TIETZE 1973a). Darstellungen der Coleopterenfauna xerothermer Standorte des näheren Untersuchungsgebietes liegen vor aus der Eifel (BECKER 1972), dem Nahetal (SCHOOP 1937, KOCH 1965), dem Mainzer Sand (SCHAWALLER 1972) und der Pfalz (VOLZ 1965,1970). Nur von einem der ausgewählten Untersuchungsgebiete (Schenkelsberg bei Mimbach) liegt eine kurze Analyse der Coleopterenfauna vor (DEMPE-WOLFF 1964). Vom Hammelsberg bei Perl werden von MÜLLER,P. (1971) die Kennarten des Nord- und Südhanges aufgeführt. Eine ausführliche Bearbeitung der Coleopterenfauna der ausgewählten xerothermen Standorte des Saar-Mosel-Raumes fehlte bisher, wie überhaupt speziell aus dem Saarland nur wenige faunistische Beiträge zu verzeichnen sind (WELTER 1934, HEIDRICH 1960, MEYER,D.1960, RESCH 1960, VEITH 1960). Die Erfassung der rezenten Fauna, nicht als Selbstzweck, sondern als Basis jeder weiteren Arbeit, ist ein Teilziel der vorliegenden Untersuchung (vgl.

STAMMER 1938, TISCHLER 1951b, MÜLLER,P.1972a,1973a u.a.).

"Für die biologische Kennzeichnung von Landschaften ... stehen Serien verschiedenwertiger Leitformen zur Verfügung"(KÜHNELT 1943a, vgl. KÜHNELT 1933,1948, KAISER 1951 u.a.). Ein solcher Bioindikator, der oft nicht unter den euryökeren dominanten Arten zu finden ist, reagiert sehr empfindlich auf geringste Umweltveränderungen und zeigt daher durch sein Fehlen oder Vorkommen an einem bestimmten Standort ökologische Verhältnisse an, die durch Instrumente oft nicht zu erfassen sind (BALOGH 1963, vgl. HESSE 1924, FRANZ 1931,1933, HEYDEMANN,B.1955c, MÜLLER,P.1972a, 1972b, BUTZ 1973). Die Indikatorenqualität ist direkt mit der ökologischen Valenz des Organismus, d.h. auch mit deren Kenntnis gekoppelt (vgl. STRENZKE 1949, FRANZ 1951, 1963b, TIETZE 1973b). Ökologische Indikatoren sind demnach Organismen, die bestimmte abiotische oder biotische Umweltqualitäten durch ihre Anwesenheit beziehungsweise Abwesenheit überhaupt (qualitative Indikatoren) oder durch die Größe ihrer Besiedlungsdichte (quantitative Indikatoren) anzeigen (HEYDEMANN,B.1955c). Einerseits kann also durch das Vorhandensein eines Organismus an einem bestimmten Standort mit bestimmten Umweltverhältnissen ein Teilbereich der ökologischen Bedürfnisse dieses Organismus geklärt werden, andererseits läßt sich bei bekannter ökologischer Valenz die Bandbreite der Umweltverhältnisse an einer bestimmten Erdstelle, eben dem Fundort des Organismus, abstecken.

Pflanzengesellschaften stellen wie die mikroklimatischen und edaphischen Verhältnisse einen Faktor dar, der von entsprechenden Leitformen (hier Coleopterenarten) begleitet und charakterisiert ist. Es ist also zu erwarten, daß bei konstantem (nicht unbedingt dominantem) Auftreten pflanzengesellschaftsfremder Elemente (im Sinne der oben charakterisierten Bioindikatoren mit bekannter ökologischer Valenz, d.h. auch mit bekannter Bindung an bestimmte Pflanzengesellschaften oder Bindung an die Umweltverhältnisse bestimmter Pflanzengesellschaften) die Vegetation an diesem

Standort nicht natürlich ist. Da in Mitteleuropa wohl kein Gebiet ohne anthropogenen Einfluß blieb (vgl. TÜXEN 1956, SCHMITHÜSEN 1968), bedeutet dies entweder eine künstlich aufrecht erhaltene, standortsfremde Vegetation (Äcker, Wiesen, Weiden etc.) oder ein Sukzessionsstadium auf dem Weg zur potentiell natürlichen Vegetation. So konnte RABELER (1951) zeigen, daß die Tierwelt hannoverscher Kiefernforsten in den untersuchten Gruppen durchgehend eine große Übereinstimmung mit der Tiergemeinschaft des azidophilen Stieleichen-Birken-Waldes zeigt, der auf den meisten von Kiefernforsten bedeckten Böden des nordwestdeutschen Altmoränengebietes die standortsgemäße natürliche Waldgesellschaft ist. Der Begriff der potentiell natürlichen Vegetation geht auf TÜXEN (1931,1956) zurück, der darunter diejenige Vegetation versteht, die sich einstellen würde, wenn der menschliche Einfluß aufhörte. Ein weiteres Ziel der vorliegenden Arbeit ist also zu klären, ob und in wie weit einige Arten der verschiedenen Abundanzklassen Indikatoren für die heutige potentielle Naturlandschaft (TÜXEN 1931) darstellen und wie die heutige potentielle natürliche Vegetation, also das gegenwärtige Wuchspotential, zu charakterisieren ist (vgl. MÜLLER,P. 1972a).

Chorologische Daten bieten nur einen bedingten Hinweis auf die ökologische Valenz bestimmter Arten. Viele Organismen besiedeln an verschiedenen Stellen ihres Verbreitungsgebietes unterschiedliche ökologische Nischen (vgl. KÜHNELT 1943a, ZUMPT 1931, THIENEMANN 1956, STRENZKE 1964, DE LATTIN 1967). Oft jedoch sind diese Tiere in phänotypisch unterschiedlichen, mikroökologisch gleichwertigen Biotopen anzutreffen. So beherbergen z.B. die mikroklimatisch begünstigten Südhänge eine einem südlicheren Gebiet entsprechende Tierwelt (KÜHNELT 1943a). Können bei einer systematisch-chorologischen Analyse der Fauna xerothermer Gebiete, die in Mitteleuropa meist kleinräumige, isolierte, zwischen die Fageten eingestreute Standorte darstellen, sub- oder semispezifische Differenzierungen gegenüber den

Populationen der gleichen Arten in den übrigen Teilen ihres Verbreitungsgebietes festgestellt werden, bietet dies einen Hinweis auf längere Isolation der diese xerothermen Stellen besiedelnden Populationen von den Populationen des übrigen Areals (vgl. MAYR 1967, FRANZ 1970). Sollte sich nachweisen lassen, daß bis zum Erreichen einer sub- oder semispezifischen Differenzierung eine längere Zeit erforderlich ist, als der anthropogene Einfluß in Mitteleuropa besteht und sollte die Apo- beziehungsweise Plesiochorie (MÜLLER,P.1972d,1974a) der isolierten Populationen und der xerothermen Stellen geklärt werden können, dann wäre der Nachweis erbracht, daß diese xerothermen Gebiete schon vor Beginn des anthropogenen Einflusses bestanden haben. Die Frage nach der Urlandschaft, dem Erscheinungsbild der Landschaft vor Beginn einer als Geofaktor spürbaren anthropogenen Beeinflussung (SCHLÜTER 1926,1928,1952, TÜXEN 1931, SCHMITHÜSEN 1968, MÜLLER,P. 1971), läßt sich also mit Hilfe der Systematik, Chorologie und ökologischen Valenz der Taxa klären (vgl. FRANZ 1936,1963b, DE LATTIN 1967, MÜLLER & SCHMITHÜSEN 1970, MÜLLER,P.1971,1973c, SCHNEIDER,B.1971, SCHREIBER 1974). Die auf diese Weise analysierten Arten geben unter Berücksichtigung der menschlichen Besiedlungsgeschichte Aufschluß über die Verhältnisse im Saar-Mosel-Raum zum Zeitpunkt ihrer Einwanderung in dieses Gebiet und "können darum als Indikatoren für die Urlandschaft im Saar-Mosel-Raum mitverwendet werden"(MÜLLER,P.1971, vgl. auch BECKER 1972).

An dieser Stelle möchte ich allen meinen Dank aussprechen, die am Zustandekommen dieser Arbeit Anteil hatten.
Dieser Dank gilt im Besonderen den Mitarbeitern der Abteilung Biogeographie des Geographischen Instituts der Universität des Saarlandes für ihre Mithilfe bei der Erfassung des Mikroklimas der Untersuchungsgebiete sowie Herrn Dr.H.Schreiber, Saarbrücken, durch den die pflanzensoziologischen Aufnahmen erfolgten.
Herrn Dr.G.A.Lohse, Hamburg, danke ich für die Determination der Aleocharinae sowie für die Überprüfung der Bestimmung der übrigen Arten.

Für die Unterstützung, die er dem Fortgang der Arbeit zukommen ließ, möchte ich mich bei Herrn Professor Dr.J. Schmithüsen, Saarbrücken, bedanken.

Die Anregung zu dieser Dissertation verdanke ich Herrn Professor Dr.P.Müller, Saarbrücken, der ihr Zustandekommen jederzeit förderte und ihr durch seine Diskussionsbeiträge wesentliche Impulse gab, wofür ihm auch hier nochmals gedankt sei.

2. Methode

2.1. Erfassung der Coleopteren

Die dieser Arbeit zugrunde gelegte Aufgabe muß mit einer Methode durchgeführt werden, die folgenden Forderungen genügt: a) Die Ergebnisse der verschiedenen Standorte müssen untereinander vergleichbar sein. b) Die Erfassung mindestens einer Teilgruppe sollte möglichst vollständig sein. c) Um statistische Auswertung zu ermöglichen, muß das Material so umfangreich wie möglich sein. d) Es dürfen nur Angehörige ähnlich reagierender Gruppen miteinander verglichen werden, da der Artverteiler im Milieu für jede Gruppe verschieden sein kann (vgl. TISCHLER 1950).

Diesen Forderungen wird am meisten die auf BARBER (1931) zurückgehende Fallenfangmethode gerecht. Diese Methode hat sich nicht nur bei Höhlenuntersuchungen (BARBER 1931, PAX & MASCHKE 1935, BENICK 1937, MOHR,E.1937), sondern in steigendem Maße, teilweise mit Abwandlungen, auch für Freilanduntersuchungen am besten bewährt (vgl. STAMMER 1949, VAN DER DRIFT 1951,1959, TRETZEL 1952,1954, 1955a,1955b, BONESS 1953, HEYDEMANN,B.1953,1955a,1955b, 1956b,1957,1960,1963,1964, GEILER 1954/55,1956/57a,1956/57b, 1959/60,1960, RENKEN 1955,1956, SCHERNEY 1955, TISCHLER 1955,1958, SKUHRAVY 1957a,1957b, MEYER,K.H.1958, WILLIAMS,G. 1958,1959a,1959b, SKUHRAVY,NOVAK & STARY 1959, KARAFIAT 1960,1970, KIRCHNER,H.1960, LÜCKE 1960, THIELE 1960,1962, 1964a,1964b,1968,1971a, BOMBOSCH 1962, KNOPF 1962, LEHMANN 1962,1965, MACFADYEN 1962, THIELE & KOLBE 1962, DUNGER

1963,1968, NIEMANN 1963, LAUTERBACH 1964, BROEN 1965, DEN BOER 1965, GERSDORF 1965, MARTIN 1965, STEIN 1965, VOLZ 1965, WEIDEMANN 1965, PAARMANN 1966, KOLBE,W.1968, MÜLLER,G.1968, TIETZE 1968,1973a, WOLF 1970, HERRMANN 1971, NEUMANN 1971a,1971b, NOVAK 1971, BECKER 1972, LÖSER 1972, FREITAG et al.1973, MAURER 1974 u.a.). Etwa seit 1950 wird im Grundprinzip diese Methode zur Erfassung besonders der Coleopteren, Araneen und Myriapoden der Bodenoberfläche in fast jeder zoozönologischen Untersuchung verwendet. Auf die grundsätzliche Beschreibung wird hier verzichtet, da sie an anderer Stelle ausführlich erwähnt ist (TRETZEL 1955a, HEYDEMANN,B.1956a, BALOGH 1958).

Einen historischen Überblick über die Begriffe und Untersuchungsmethoden klassischer quantitativer Tieraufnahmen bringen FRANZ (1939a), VAN DER DRIFT (1951), BALOGH (1958), RABELER (1960) und ANT (1967a,1968,1969)(vgl. auch LENZ 1931, KÜHNELT 1950), so daß diese hier nur kurz angeschnitten werden sollen. Die ersten Versuche einer Einführung der Begriffe und Methoden zoozönotischer Bestandsaufnahmen einschließlich statistischer Auswertung stammen von DAHL,F.(1896,1898,1903,1908b,1909,1912,1921, vgl. auch DAHL,F.1907 sowie die Diskussion zwischen DAHL,F. 1908a und REH 1908), der unter anderem den Zeitfang auf Probequadraten vorschlug. Quantitative Aufnahmen von Bodenoberflächenorganismen durch Aufsammeln und Auszählen der Arten bestimmter Probequadrate führten OEKLAND (1929,1930)(vgl. auch ANT 1963, KÖRNIG 1966 u.a.) an Landschnecken durch sowie VAN HEERDT & MÖRZER BRUYNS (1960), WILLIAMS,E.C.(1941), RENKONEN (1944), KROGERUS,H. (1948), JANETSCHEK (1949), RABELER (1951), THIELE (1956), RONDE (1957), LOKSA (1961) und AMIET (1967) an Arthropoden; die im Boden lebende Fauna erfaßten auf diese Weise z.B. DIEM (1903), LEUTHOLD (1961) und VOLZ (1962). Eine Kombination aus Aufsammeln von Probequadraten und Fang mit Formalinfallen benutzen VAN DER DRIFT (1951), KARAFIAT (1960,1961), LOKSA (1966), DUNGER (1968) und HAACKER (1968) für die Erfassung einer oder mehrerer Tiergruppen.

Die Kombination Käscher und Probequadrat-Aufsammlung findet Verwendung bei SMITH (1928), Käscher und Fangzylinder bei RICOU (1967) und Käscher und Falle bei BARNES (1953) und STEIN (1960). Die Schwierigkeiten direkter Vergleiche zwischen mehreren Fangmethoden, z.B. Käscher- und Fallenfang, zeigt sehr deutlich RICOU (1967).

Mit der Formalinfallenmethode werden keine absoluten Arten- und Individuenzahlen ermittelt, sondern nur deren Aktivitätsabundanz (TRETZEL 1955a)(Aktivitätsdichte nach HEYDEMANN,B.1953), also die Zahl der Tiere, die eine bestimmte Flächeneinheit, in diesem Fall die Öffnung der Bodenfallen, in einer bestimmten Zeiteinheit überschreitet (HEYDEMANN,B.1967). Bei Diplopoden z.B. scheint die mit Barber-Fallen erfaßte Aktivitätsabundanz nur bis zu einem bestimmten Level der Populationsdichte zu entsprechen (BANERJEE 1970), während die bisherigen Untersuchungen über die Coleopteren solche Fehlerquellen nicht wahrscheinlich machen. Einwände gegen diese Methode, wie sie von BOMBOSCH (1962) geäußert wurden, werden hinfällig, wenn, wie es in der vorliegenden Arbeit geschieht, die einzelnen Standorte untereinander verglichen werden und für jeden Standort die gleichen Bedingungen gelten. Auf Fehlerquellen beim Erfassen der Carabidenfauna mit Formalinfallen, besonders das Auftreten kleinerer Arten in geringeren Zahlen als es den tatsächlichen Dominanzverhältnissen entspricht, machen SKUHRAVY (1957b), LEHMANN (1962) und STEIN (1965) aufmerksam. Bei vergleichenden Untersuchungen fallen diese Fehlerquellen jedoch nicht ins Gewicht. "Obwohl die Fallenfangergebnisse nicht proportional den Flächendichten der einzelnen Arten sind, ist die Fallenfangmethode allein in der Lage, eine Aussage über die Wichtigkeit der Rolle der einzelnen Arten zu machen. Eine Art spielt im biozönotischen Konnex meist eine umso größere Rolle, je größer ihre Siedlungsdichte und ihre Aktivität sind. Diese beiden Faktoren zusammen sind es, die sich im Fallenfangergebnis als Aktivitätsdichte geltend machen und die auch beide miteinander die Bedeutung

eines räuberischen Organismus in der Biozönose bestimmen" (KIRCHNER,H.1960).

Für die vorliegende Arbeit diente als Fangflüssigkeit 4%-ige Formaldehydlösung, versuchsweise auch absolutes Aethylenglykol. Letzteres hat den Vorteil besserer Präparationsmöglichkeit der gefangenen Tiere, als entscheidende Nachteile erwiesen sich jedoch neben dem weit höheren Preis das rasche Faulen und Schimmeln der Tiere bei nur geringem Wassereintritt in die Fallen (vgl. auch TRETZEL 1955a). Die Leerungen erfolgten durchschnittlich in vierwöchigem Rhythmus. Je Standort waren 9 Fallen in einem Dreieck (Kantenlänge ca 4m) angeordnet. STEIN (1965) konnte zeigen, daß schon mit 5 bis 7 Fallen alle dominanten, subdominanten und rezedenten Arten gefangen werden und daß ebenso das Individuenverhältnis der dominanten Arten mit dieser Anzahl den tatsächlichen Aktivitätsdominanzzahlen entspricht. Da STEIN (1965) seine Untersuchungen jedoch auf mesophilen Wiesen durchführte, wurde für die xerothermen Extremstandorte, die eine geringere Arten- und Individuenzahl erwarten ließen, die Fallenzahl 9 gewählt. Die Untersuchung erstreckte sich von Sommer 1972 bis Ende 1973 (Schenkelsberg bei Mimbach), Sommer 1971 bis Ende 1973 (Weinberg bei Winningen) beziehungsweise Frühjahr 1971 bis Ende 1973 (Hammelsberg bei Perl und Koppenachberg bei Montenach). Grundlage der statistischen Auswertung bildeten 648 Fangeinheiten (1 Fangeinheit = 1 Falle/Monat), die alle Jahreszeitaspekte mit Ausnahme des Winters berücksichtigen. Leider war es nicht möglich, alle Fangeinheiten zu verwenden, da nur im oben genannten Zeitraum der Verlust durch Zerstörung der Fallen auf allen Flächen gleichmäßig so gering war, daß er unberücksichtigt bleiben konnte. Der Ergänzung der faunistischen Daten dienten Hand-, Käscher- und Lichtfänge.

Bodenkäferuntersuchungen mit Hilfe von Köderfallen, wie sie von WILMS (1961) durchgeführt wurden, erlauben aufgrund ihrer selektiven Wirkung keine Dominanzanalyse der gesamten, sondern nur - und auch das durch Zufalls-

fänge verfälscht - der nekrophagen Arten und sind daher für die vorliegende Fragestellung nicht geeignet, ebenso wie zufallsbedingte, wenn auch zahlreiche Handfänge, die z.B. bei GERSDORF (1937), LEITINGER-MICOLETZKY (1940) und KLESS (1961) Verwendung fanden. Aus diesem Grund wurden bei der quantitativen Auswertung der Fallenfänge in der vorliegenden Untersuchung bekannt und vermutet nekrophage Arten, wenn sie ausschließlich auftraten, wenn gleichzeitig Mäuse in die Gläser gefallen waren, nicht berücksichtigt. Es handelt sich um alle Silphidae (schnekkenfressende Arten wurden nicht gefangen), alle Catopidae, alle Histeridae (gefangen wurden nur nekrophage, keine Rinden oder anderes Substrat bewohnenden Arten), alle Aleochara-, Dermestes-, Trox- und Aphodius-Arten, Proteinus ovalis, Philonthus coruscus, Philonthus fuscipennis, Philonthus chalceus, Xantholinus clairei und Staphylinus caesareus. Onthophagus ovatus trat nur während eines Fallenmonats in außergewöhnlich großer Individuenzahl (58) auf. Da diese große Zahl eindeutig auf in die Fallen gefallene Mäuse zurückzuführen ist, Onthophagus ovatus aber regelmäßig, also nicht nur durch Aas angelockt, vorkommt, wurde hier die an diesem Standort ermittelte Durchschnittsanzahl (8) eingesetzt. Das gleiche gilt für Onthophagus joannae, für den in einem Fallenmonat statt 12 Individuen die Durchschnittsanzahl auf diesem Standort (2) eingesetzt wurde. Die Phänologie der beiden Arten wurde bei der Ermittlung der Durchschnittszahlen berücksichtigt.

Als Bestimmungsliteratur dienten die bisher erschienenen Bände der "Käfer Mitteleuropas"(FREUDE,HARDE & LOHSE 1964,1965,1966,1967,1969,1971,1974), die "Fauna Germanica" (REITTER 1908,1909,1911,1912,1916) und die Werke von MROZEK-DAHL (1928) und GANGLBAUER (1892,1895,1899a,1899b, 1904) sowie mehrere Veröffentlichungen zur Systematik kleinerer Artengruppen. Die Nomenklatur erfolgte grundsätzlich nach FREUDE,HARDE & LOHSE. Sofern es sich um eine Gruppe handelt, die in diesem Werk noch nicht erfaßt ist, diente KOCH (1968) beziehungsweise bei auch hier fehlenden

Arten HORION (1951) als Grundlage. Bei Quedius invreai wurde die durch HORION (1965) begründete Schreibweise verwendet. Die Namensänderungen Altica (= Haltica), Asiorestia (= Crepidodera) und Crepidodera (= Chalcoides) gegenüber MOHR,K.H.(1966) beruhen auf einer schriftlichen Mitteilung von Herrn Dr.G.Scherer, München (1973).

2.2. Definition einiger im Text verwendeter ökologischer Begriffe

In diesem Abschnitt soll nur erklärt werden, in welchem Sinn einige in der vorliegenden Arbeit verwendeten ökologischen Begriffe zu verstehen sind. Eine umfassende Darstellung biozönotischer Begriffe ist bei SCHWENKE (1953) und PEUS (1954)(vgl. auch FRIEDERICHS 1930,1962, GISIN 1949, TISCHLER 1950,1951b, STRENZKE 1951, UDVARDY 1959, SCHWERDTFEGER 1963, ELLENBERG 1973 sowie die unter 2.1. erwähnten Literaturstellen) zu finden, die Entwicklung der ökologischen Forschung vom Altertum bis zur Mitte des 20.Jahrhunderts ist bei ALLEE et al.(1949) erläutert.

Der Beginn der modernen Biogeographie einschließlich der Biozönotik als Teilgebiet der Ökologie ist wohl bei VON HUMBOLDT (1805) zu sehen, der sowohl nicht mehr die Pflanzen als Einzelwesen, sondern als Gemeinschaft betrachtete, als auch ihre Beziehungen zur abiotischen Umwelt herausstellte, womit also für ihn die Landschaft in den Vordergrund wissenschaftlichen Interesses rückt (vgl. SCHMITHÜSEN 1968). Die Beschreibung einer Biozönose, also einer Lebensgemeinschaft, die sich unter gegebenen Umweltverhältnissen einstellt, verdanken wir MOEBIUS (1877), der zum ersten Mal diese Bezeichnung verwendete. "Eine Biozönose stellt ein sich in einem beweglichen Gleichgewichtszustand erhaltendes Bevölkerungssystem dar, das sich bei gegebenen ökologischen Verhältnissen einstellt". In dieser Definition von RESWOY (1924) er-

scheint zum ersten Mal der Gleichgewichtsbegriff, der jedoch schon sinngemäß auch bei BRONN (1843), MOEBIUS (1877) und ELENKIN (1902)(zit.nach RESWOY 1924) zu finden ist, ebenso bei SCHMID (1922), der daneben noch das Phänomen der Selbstregulation erkannte. Schließlich formulierte HESSE (1924) die auch heute noch gültige und in diesem Sinne auch in der vorliegenden Arbeit verwendete Definition einer Biozönose: "Unter einer Biozönose hat man die Vergesellschaftung von Lebewesen zu verstehen, die einen einheitlichen Abschnitt des Lebensraumes bewohnt und in der Auswahl und Zahl der Arten den durchschnittlichen äußeren Lebensverhältnissen entspricht. Die Glieder der Biozönose sind voneinander abhängig und werden durch den Zustand gegenseitiger Bedingtheit in ein biologisches Gleichgewicht gezwängt, das sich durch Selbstregulation erhält und um einen Mittelzustand schwankt". Diese Definition beinhaltet, daß nicht nur eine im Klimaxzustand befindliche Lebensgemeinschaft als Biozönose bezeichnet werden kann, sondern auch die Sukzessionsstadien auf jedem einzelnen Zeitniveau. Ein charakteristisches Merkmal dieser Biozönosen ist ihre Wiederholbarkeit mit ähnlichen Verhältnissen von Individuenzahlen in denjenigen Lokalitäten, in denen die den Forderungen der dominierenden Pflanzen- und Tierformen entsprechenden Bedingungen vorhanden sind (GHILAROV 1961a).

Hier wird die ökologische Valenz der Arten angesprochen, die von HESSE (1924) als die Weite des Spielraumes der Lebensbedingungen, innerhalb deren eine Art zu gedeihen vermag, definiert wurde. Liegen die Grenzwerte relativ vieler Einzelfaktoren weit auseinander, bezeichnet man die Art als euryök, bei starker Annäherung, also geringem Spielraum, als stenök. Im Gegensatz z.B. zu TISCHLER (1965) und DUNGER (1968)(vgl. auch STRENZKE 1951) wird in der vorliegenden Arbeit keine scharfe Trennung zwischen stenotop und stenök vorgenommen, da eine Art, die nur in einem bestimmten Biotop vorkommt, lediglich eine anders gelagerte ökologische Valenz besitzt als eine

Art, die jeweils gleiche Strukturteile verschiedenartiger Biotope besiedelt. Beide Typen werden als stenök bezeichnet, die Richtung der Anpassungseinschränkung jedoch deutlich gemacht. Die zeitliche Konstanz der ökologischen Valenz und damit die Verwendbarkeit von Arten als Indikatoren für die Urlandschaft wurde ausführlich besonders von WARNECKE (1936) und HEYDEMANN,F.(1943) diskutiert.

Das Gegenstück zur ökologischen Valenz stellt die ökologische Nische dar, unter der man den in der Außenwelt gegebenen Faktorenkomplex zu verstehen hat, der einem Organismus in der betreffenden Umgebung die Existenz ermöglicht (vgl. GRINNELL & STORER 1924 zit.nach ELTON 1953; ELTON 1927, CLEMENTS & SHELFORD 1949). Damit wäre der Bezug zum Biotop hergestellt, der als Lebensraum einer Biozönose zu definieren ist (DAHL,F.1908b, vgl. FRIEDERICHS 1927a, TISCHLER 1951a, SCHMITHÜSEN 1968).

So verstanden kann der umfassende Begriff Ökosystem als Biozönose plus Biotop definiert werden (vgl. MARGALEF 1961b). TANSLEY (1935) gab dem auf WOLTERECK (1928) zurückgehenden funktionalen Begriff (vgl. MÜLLER,P.1974b,1974c) die gegenwärtige terminologische Form "Ökosystem"(ecosystem), da "...there is constant interchange of the most various kinds within each system, not only between the organisms but between the organic and the inorganic". Zusammenfassend kann man also ein Ökosystem als "räumliches Wirkungsgefüge aus biotischen (inkl. Mensch) und abiotischen Elementen mit der Fähigkeit zur Selbstregulierung" bezeichnen (MÜLLER,P.1973b, vgl. SCHMITHÜSEN 1968, ELLENBERG 1973, MÜLLER,P.1974b,1974c).

2.3. Abundanzuntersuchungen

Statistische Auswertung quantitativer Aufnahmen sind in der Tiersoziologie unumgänglich geworden. So kann die Artenzusammensetzung eines Standortes durch vier Gesichtspunkte sowie deren Kombination charakterisiert werden (vgl. ANT 1967a): Stenotopie weniger Charakterarten (vgl. 2.2.)(BRAUN-BLANQUET 1928, FRANZ 1939a,1950b), Dominanz einiger Arten (DU RIETZ 1921,1932, SHELFORD & TOWLER 1925, BRUNDIN 1934), Korrelation oder Affinität einiger Arten (FRANZ 1950b, BALOGH 1958, AMIET 1963) und Diversität der Biozönose (vgl. 2.4.). Als Initiator statistischer Biozönotik kann VON POST (1868) angesehen werden, dessen grundlegende Gedanken allerdings erst 50 Jahre später in die Tat umgesetzt wurden (Auszüge dieser Arbeit in deutscher Sprache bei PALMGREN 1928).

Ein wichtiger Index tiersoziologischer Aufnahmen ist die Häufigkeit der Arten, die Abundanz (vgl. SCHWERDTFEGER 1968). Die Dominanz (relative Abundanz) gibt den prozentualen Anteil der Individuen einer Art pro Standort zu dem der übrigen Arten an. Für manche Tiergruppen erscheint es zweckmäßig, eine der pflanzensoziologischen Abundanzskala vergleichbare Methode zu verwenden (LEITINGER-MICOLETZKY 1940, KÜHNELT 1943b, RABELER 1947,1952, 1962,1965b,1967,1969b, FRANZ 1950, ANT 1967a,1967b,1968, 1969, KARAFIAT 1970), da oft nur geschätzte Prozentzahlen zur Verfügung stehen. In diesem Zusammenhang sei darauf verwiesen, daß z.B. einige von RABELER's Arbeiten über Coleopteren trotz der teilweise ausgezeichneten theoretischen Ableitungen den großen Nachteil haben, daß sie nicht, beziehungsweise nur selten, auf objektiven Sammelmethoden basieren und daher bei einer Verallgemeinerung Vorsicht geboten erscheint. VOLZ (1962,1967) schlägt in Zusammenhang mit der Pedobiologie ein vereinfachtes System der Zoozönosen vor (unter Verwendung systematischer Großgruppen wie Diplopoden, Lumbriciden etc.), um auch zoologischen Nichtspezialisten die Möglichkeit zu geben,

Standortstypen auf pedozoologischer Grundlage zu erkennen (vgl. auch LOKSA 1968). QUEZEL & VERDIER (1953) und AMIET (1963,1967,1968) entwickelten in Aufbau und Benennung dem pflanzensoziologischen System vergleichbare Entomozönosen auf Coleopterenbasis, BALOGH (1938) wandte diese Methode auf Spinnen an.

Liegen absolute Zahlenangaben vor, die mit objektiven Sammelmethoden, z.B. Formalinfallen, gewonnen wurden, empfehlen sich die im Grundprinzip auf PALMGREN (1930) und KROGERUS,R.(1932)(vgl. auch SHELFORD & TOWLER 1925, RAUNKIAER 1928, OEKLAND 1930, TISCHLER 1947,1949, LÜCKE 1960, LAMPEL 1973, TIETZE 1973a) zurückgehenden Dominanzklassen, wobei über 5% aller Individuen umfassende Arten als "dominant" bezeichnet werden. Da die Ergebnisse mit Hilfe von Fallenfängen gewonnen wurden, handelt es sich im vorliegenden Fall nicht um absolute, sondern um Aktivitätsdominanz.

Bei der 5%-Grenze handelt es sich zwar um eine in der Praxis bewährte, jedoch immer noch künstliche Trennlinie. Daher empfiehlt es sich nach dem Muster von RENKONEN (1938) die Dominanzstruktur graphisch darzustellen (vgl. BECKER 1972).

Bei einer Auswertung der Dominanzuntersuchungen in Hinblick auf das ökologische Verhalten der Arten ist zu beachten, daß die ökologische Präferenz nicht unbedingt mit der ökologischen Existenz gleichzusetzen ist (HEYDEMANN,B.1967). Die ökologische Präferenz charakterisiert die Reaktionsnorm der Art im isoliert dargebotenen Faktorengefälle (Laboratoriumsversuche) und die ökologische Existenz die Verbreitung der Art im entsprechenden Gradienten des Freilandes (vgl. TIETZE 1973d). So führten rein analytische Experimente an Carabiden zu dem Ergebnis, daß bei waldbewohnenden Arten zu einem hohen Prozentsatz biotopgemäße Reaktion (Dunkelpräferenz) im Helligkeitsgefälle erfolgt, während gegenüber der Temperatur nur zu einem geringen Prozentsatz eine biotopgemäße Reaktion (Präferenz niedriger Temperatur) zu beobachten ist.

Umgekehrt verhalten sich Arten von Kulturfeldern: Bei der Mehrzahl ist eine biotopgemäße Reaktion gegenüber der Temperatur (Eurythermie oder Wärmepräferenz) zu beobachten, eine geringere Zahl zeigt eine biotopgemäße Reaktion gegenüber dem Licht (Euryphotie oder Helligkeitspräferenz)(LEHMANN 1962, THIELE 1964a, THIELE & LEHMANN 1967). Bei synthetischen Experimenten nähern sich ökologische Präferenz und Existenz in weit stärkerem Maße als bei der reinen Analyse (THIELE & LEHMANN 1967), was ein weiterer Schritt in Richtung der schon von STROHL (1921) geforderten Kausalanalyse der ökologischen Valenz ist.

Biozönosen beziehungsweise Ökosysteme allgemein können sowohl unter dem Gesichtspunkt der Energieverhältnisse (z.B. Biomasse, Produktion, Nahrungsverflechtungen etc.) oder ihrer Struktur (z.B. Artenzahl, Individuenabundanzen, Verbreitungstypen etc.) betrachtet werden (vgl. ELTON & MILLER 1954, MARGALEF 1961a). In der vorliegenden Arbeit sollten die Tiere nicht als produktionsbiologische Wirkungsfaktoren, sondern als Zustandsanzeiger ausgewertet werden, weshalb auf Biomasseuntersuchungen, wie sie z.B. von WILLIAMS,E.C.(1941), OVINGTON (1962), HEYDEMANN,B. (1964), LOKSA (1966), RICOU (1967) und DUNGER (1968) durchgeführt wurden, verzichtet werden konnte.

Bei einer Abundanzanalyse müssen auch die von LARSSON (1939a) nach ihrem jahreszeitlichen Lebenszyklus aufgestellten Entwicklungstypen berücksichtigt werden, da die Arten einer Gruppe ähnliches ökologisches Verhalten zeigen. Folgende Typen lassen sich unterscheiden (etwas vereinfacht): Frühlingstiere ohne Herbstbestand (Imagines im Frühjahr, Überwinterung als Imago), Frühlingstiere mit Herbstbestand (Imagines im Frühjahr, teilweise aber auch schon im Herbst) und Herbsttiere (Imagines im Herbst, Überwinterung als Larve)(vgl. LARSSON 1939a, LINDROTH 1949, VAN DER DRIFT 1959, KIRCHNER,H.1960, THIELE 1962, 1964a,1971b, LAUTERBACH 1964, LEHMANN 1965, TIETZE 1974). Die Dynamik der Biozönosen ist aber nicht nur vom Jahres-,

sondern auch vom Tagesrhythmus der Arten abhängig. Während der Jahresrhytmus schon relativ lange Bestandteil biozönotischer Untersuchungen ist (LARSSON 1939a,1939b, LINDROTH 1949, VAN DER DRIFT 1951,1959, GEILER 1956/57a, SKUHRAVY 1959, SKUHRAVY,NOVAK & STARY 1959, WILLIAMS,G. 1959a,1959b, HEYDEMANN,B.1964, THIELE 1964a,1971b, STEIN 1965, PAARMANN 1966, LÖSER 1972, TIETZE 1974 u.a.), wurden Tagesrhythmusuntersuchungen erst in neuerer Zeit systematisch durchgeführt (PARK,LOCKETT & MYERS 1931, VAN DER DRIFT 1951, BREHM & HEMPEL 1952, SCHERNEY 1955, WILLIAMS,G. 1959a,1959b, KIRCHNER,H.1960,1964, LAUTERBACH 1964, THIELE 1964a,1974, PAARMANN 1966, HEYDEMANN,B.1967 u.a.). Es stellte sich heraus, daß unter den Waldcarabiden der Prozentsatz der Herbsttiere höher ist als bei Feldcarabiden. Dies ist darauf zurückzuführen, daß die vorwiegend nachtaktiven Waldcarabiden Vorzugstemperaturen besitzen, die nur wenig unter denen der Feldcarabiden liegen. Da die Feldtiere zum großen Teil tagaktiv sind, gelangen sie schon zeitig im Frühjahr unter Temperaturbedingungen, die volle Aktivität und Fortpflanzung ermöglichen. Für die nachtaktiven Tiere sind die nächtlichen Temperaturen dann noch zu niedrig. Erst im Spätsommer werden auch nachts die Temperaturen so hoch, daß die zur Fortpflanzung notwendige Aktivität ermöglicht wird (THIELE 1974, vgl. KIRCHNER,H.1960). Dies drückt sich auch darin aus, daß nur 50% der Waldarten Frühjahrstiere sind, dagegen 62% der Feldcarabiden (THIELE 1969). In Mitteleuropa beträgt das Verhältnis bei den Carabiden insgesamt etwa 75% Frühjahrstiere zu 25% Herbsttieren (TIETZE 1974). Den gleichen Prozentsatz stellte TIETZE (1974) auf Halbtrockenrasen fest. Nach LARSSON (1939a) meiden Herbsttiere Stellen mit reicher Gras- und Kräutervegetation und zu großer Bodenfeuchtigkeit, aber auch Stellen mit zu großen mikroklimatischen Schwankungen. Bei Untersuchungen von TIETZE (1974) auf Grünland im Süden der DDR ergab sich, daß auf den trockensten Standorten der höchste Prozentsatz an Herbsttieren auftrat, was er dadurch erklärte, daß die

Larven der Frühjahrstiere während des heißen Sommers auf diesen Standorten nicht existieren können, während die Larven der Herbsttiere die Winterfeuchtigkeit zur Entwicklung benutzen können. Diese Untersuchungen finden keine Bestätigung durch die allerdings nicht exakt quantitative Angabe von ZUMPT (1931), daß auf den xerothermen Hügeln der Mark Brandenburg die Frühlingsarten am häufigsten vertreten seien. LINDROTH (1949) und WOLF (1970) stellen gleichermaßen fest, daß Frühlingstiere im Sommer thermisch begünstigte Orte benötigen, Herbsttiere milde Monate im Frühling und im Herbst.

2.4. Diversitätsuntersuchungen

Fast gleichzeitig mit der Charakterisierung der Biozönosen aufgrund ihrer Charakterarten sowie der Artenkorrelationen wurden statistische Methoden entwickelt, die sich in immer größerem Maße als unentbehrlich sowohl für pflanzen- als auch tiersoziologische Untersuchungen erwiesen (vgl. GOODALL 1970). JACCARD (1901,1902) unternahm als Erster einen solchen Versuch. Er stellte zwischen zwei Standorten einen Ähnlichkeitskoeffizienten c/(a+b-c) auf, wobei a und b die Artenzahl jeweils eines Standortes angibt und c die beiden Beständen gemeinsame Artenzahl. In der Folgezeit treten in der Literatur weitere, im Prinzip nur wenig verbesserte Indices auf (KULCZYNSKI 1928, JACCARD 1932, EKMAN 1940, SCHILDER 1943,1947b,1947c, 1955, SØRENSEN 1948). FRANZ (1963a) begründet aufgrund vergleichender Auswertung der Artenzahlen der Oribatidenfaunen vieler Standorte Mittel- und Nordeuropas sein Eintreten für die Benutzung des auf SØRENSEN (1948) zurückgehenden Ähnlichkeitsquotienten (Quotient of Similarity) QS = [2c/(a+b)] 100 (vgl. auch VAN HEERDT & MÖRZER BRUYNS 1960, LOKSA 1966). Bei solchen vergleichenden Untersuchungen erweisen sich die verschiedentlich verwendeten Trellis-

Diagramme als nützlich (vgl. KULCZYNSKI 1928, RENKONEN 1938, 1944, AGRELL 1945, SCHILDER 1947a, SØRENSEN 1948, KONTKANEN 1950, VAN HEERDT & MÖRZER BRUYNS 1960, FRANZ 1963a, LUCZAK 1963). MOUNTFORD (1962) konnte jedoch zeigen, daß diese Indices nicht unabhängig vom Umfang des gesammelten Materials sind. RENKONEN (1938), FISHER,CORBET & WILLIAMS (1943)(vgl. auch WILLIAMS,C.B.1951b), WILLIAMS,C.B. (1944,1947,1951a), SIMPSON (1949) und MOUNTFORD (1962) führten in diese Richtung verbesserte Formeln ein, bei welchen auch die Individuenzahlen berücksichtigt werden. Während die von SCHILDER (1955) aufgezeigte Methode für die gegebenen Beispiele großräumig zoogeographischer Art eventuell durchaus verwertbar ist, muß sie für kleinräumige standortsökologische Untersuchungen verworfen werden. MARCHAND (1953) lehnt sowohl Indices für die Biotopgebundenheit von Arten, wie sie z.B. von KONTKANEN (1950) angewendet wurden, ebenso ab wie die nur Dominanz- oder Artvergleiche von RENKONEN (1938) oder SØRENSEN (1948), da auch sie nicht die vielfältigen Faktorengefüge erfassen könnten. Diese Kritik ist jedoch hinfällig, da keiner der Autoren den Anspruch erhob, mit einer Formel die gesamte Biozönose zu beschreiben. In der Folgezeit wurden dann wesentlich verbesserte Diversitäts- (Vielfältigkeits- oder Mannigfaltigkeitsindices für einen Standort) und Homogenitätsindices (Ähnlichkeitsindices bei Vergleich mehrerer Standorte) vorgeschlagen und angewendet (PRESTON 1948, NUMATA 1950, MARGALEF 1951, MOTOMURA 1952, WILLIAMS, C.B.1952, GOOD 1953, HAIRSTON 1959, MORISITA 1959, DAHL,E. 1960, LOOMAN & CAMPBELL 1960, TURNER 1961, GHENT 1963, MACINTOSH 1967, RICOU 1967, SANDERS 1968, MACNAUGHTON & WOLF 1970, HUHTA 1971, YARRANTON 1973 u.a.).

Allerdings scheint trotz der Kritik von DICKMAN (1968), SAGER & HASLER (1969), HILL,M.(1973) und besonders von HURLBERT (1971) die von MACARTHUR (1955), MARGALEF (1957, 1958) und MACARTHUR & MACARTHUR (1961) zum ersten Mal in die Ökologie eingeführte, auf die physikalisch-mathematischen Begriffe Entropie und Information zurückgehende

sogenannte SHANNON-WIENER-Funktion[1] (WHITTAKER 1965,1971, KREBS 1972, WILSON & BOSSERT 1973) die meiste Aussicht auf weitverbreitete Anwendung zu haben (vgl. BRILLOUIN 1959, CROWELL 1961,1962, PATTEN 1962, MARGALEF 1963,1968, PAINE 1963, LLOYD & GHELARDI 1964, MACARTHUR 1964,1965, LEVINS 1966, LUFF 1966, PIANKA 1966a,1966b, PIELOU 1966a, 1966b,1966c,1967,1969, VAN DER MAAREL 1966, KOHN 1967, MONK 1967, WHITESIDE & HARMSWORTH 1967, HAIRSTON et al. 1968, KARR 1968, LLOYD,INGER & KING 1968, LLOYD,ZAR & KARR 1968, WILHM 1968, WILHM & DORRIS 1968, DEEVEY 1969, RECHER 1969, TRAMER 1969, DOUGLAS & BALLARD 1971, KARR & ROTH 1971, KOCHSIEK,WILHM & MORRISON 1971, MACNAB 1971, POWER 1971, RISSER & RICE 1971, SHURE 1971, MURDOCH,EVANS & PETERSON 1972, STUGREN 1972, BLONDEL,FERRY & FROCHOT 1973, HÖSER 1973, WILSON & BOSSERT 1973, BEZZEL & REICHHOLF 1974, FRÄNZLE 1974, KLOMANN 1974, MAURER 1974, SCHÄFER 1974). Während meist die Arten und deren Abundanzen als Grundlage zur Berechnung der Diversität mit der S-W-Funktion dienen, versuchten DICKMAN (1968) und WILHM (1968) die Berechnung der Biomassendiversität, PAINE (1963) die Berechnung der Nahrungsdiversität bei Gastropoden und CROWELL (1961,1962) die Berechnung der Mannigfaltigkeit der Methoden für die Futteraufnahme von Vogelarten.

Im Gegensatz zu den bisher meist benutzten Indices von SØRENSEN (1948) und RENKONEN (1938)(vgl. KONTKANEN 1950, ODUM 1950, LOOMAN & CAMPBELL 1960, FRANZ 1963a, LUCZAK 1963, VAN HEERDT & BONGERS 1967 u.a.) und besonders von SIMPSON (1949)(vgl. WILLIAMS,C.B.1951a,1964 u.a.), die in der Praxis einfacher zu handhaben sind, erfaßt die von SHANNON (1948,1949) in die Kybernetik eingeführte Funktion die jedem System zugrunde liegende Energie und deren Umwandlungen und verbindet in einem Ausdruck Informations- und thermodynamische Entropie (d.h. Information $\Leftrightarrow$ Negentropie)(vgl. WIENER 1948,1963, GOOD 1950, BRILLOUIN

---

[1] Im Folgenden als S-W-Funktion bezeichnet

1951a,1951b,1964, KHINCHIN 1957, BASHARIN 1959, TRIBUS & MACIRVINE 1971). Es kann gezeigt werden, daß SHANNON's (1948) "Ungewißheit" oder "Entropie" bei "Communications", d.i. $S(Q/X) = -K\sum p_i \ln p_i$, wobei Q die "Frage", X das "Wissen" beziehungsweise die "Kenntnis" von Q bedeutet, mathematisch identisch ist mit der thermodynamischen Entropie, die CLAUSIUS (1864)(zit. nach TRIBUS & MACIRVINE 1971) zum ersten Mal in einer Formel ausdrückte.

Die Anwendungsberechtigung der Informations-Entropie auf biologische Systeme wies MARGALEF (1956,1957,1958, 1961a) nach, da Ökosysteme sich zumindest im Klimaxzustand im Fließgleichgewicht befinden (vgl. MACARTHUR & CONNEL 1970), jedoch immer offene Systeme darstellen (vgl. ELLENBERG 1973), die Information übertragen (vgl. FRÄNZLE 1974). Aus dieser Tatsache folgt die Deutung, daß die Diversität ein Maß für die Breite des Kommunikationskanals darstellt (MARGALEF 1961a,1963,1969).

Diversität allgemein beinhaltet grundsätzlich zwei Komponenten und kann in jede der beiden aufgelöst betrachtet werden (LLOYD & GHELARDI 1964, WHITTAKER 1971, KREBS 1972): a) Artenzahl, b) Gleichmäßigkeit der Verteilung der Individuen auf die Arten, d.h. Grad der Steilheit der Dominanzkurve. Die Diversität wird demnach größer, wenn entweder die Artenzahl steigt oder wenn die Individuenverteilung gleichmäßiger wird. Während Punkt b) etwas bevorzugt in die Messungen von SIMPSON (1949) eingeht, so daß man diesen Index als Maß für die Dominanzkonzentration bezeichnen könnte (WHITTAKER 1965,1971, HILL,M. 1973), ist eine fast gleichberechtigte Behandlung von a) und b) bei Verwendung der S-W-Funktion gegeben. Diversitätsuntersuchungen mit der S-W-Funktion können angewendet werden auf die Verteilung von Elementen gleich welcher Einheiten auf übergeordnete Elemente, d.h. auf jede Kombination Einheit - Untereinheit ("set - subset")(MARGALEF 1969), wie z.B. in der vorliegenden Arbeit auf die Kombinationen Art - Individuum und Verbreitungstyp - Art. Vom rein strukturalen (nicht energetischen oder informa-

tionstheoretischen) Gesichtspunkt aus muß also unter der Diversität eines Systems das Spektrum der Möglichkeiten zwischen zwei Extremen verstanden werden: Zum einen die Verteilung aller Untereinheiten auf ein einziges Element, zum anderen die vollkommen gleichmäßige Verteilung der Untereinheiten auf unendlich viele Einheiten, d.h. jede Untereinheit ist dann einer anderen Einheit zugeordnet.

PIELOU (1969), die sehr ausführlich die Herleitung der S-W-Funktion darlegt, zeigt auf, daß es nicht ganz richtig ist zu sagen, daß in ökologischen Systemen mit diesem Index "Information" und "Entropie" gemessen werden. Es bringt zunächst mehr Aufklärung, H als ein Maß für die "uncertainty" (Unsicherheit, Ungewißheit) anzusehen, da man beim Herausgreifen eines Individuums aus einer "Viel-Arten-Population" unsicher ist, zu welcher Art das Tier gehört. Je größer die Diversität, desto größer ist dann auch die Ungewißheit. Indirekt stellen jedoch die Vertreter der Elemente dieses Systems, hier also der Anteil der Individuen der einzelnen Arten, einen Parameter für den Informationsgehalt des Systems dar, da p_i die Wahrscheinlichkeit angibt, daß ein Individuum zur Art i gehört und damit der durchschnittliche Informationsgehalt eines Individuums gleich H ist (Informations-Entropie!), wobei

$$H = -\sum_i p_i \ln p_i \qquad (1)$$

Dieser Formel genau entsprechend ist die thermodynamische Definition der Entropie, wobei p_i die Wahrscheinlichkeit bedeutet, daß sich das System im Quantenzustand i befindet (vgl. SHANNON 1948, BRILLOUIN 1951b, RENYI 1961 u.a.).

Wie PIELOU (1966a,1966b, vgl. auch PATTEN 1962 u.a.) zeigte, bildet der auch in der vorliegenden Arbeit benutzte Quotient N_i/N einen guten Näherungswert für p_i bei Berechnung der Arten-Diversität, wobei N_i als Individuenzahl der i-ten Art, N als $\sum_i N_i$ definiert ist. Bei Faunenanalysen gehen damit in die Berechnungen für H_s (s sei

definiert durch i_1, i_2, ..., s) nicht nur die Arten (i), sondern auch deren Abundanz ($N_i/N \approx p_i$) mit ein. Somit kann H_s auch als (angenähertes) Maß für den Informationsgehalt eines Systems angesehen werden. Aus der oben gegebenen Definition von (1) ist leicht zu ersehen, daß bei steigender Vielfalt auch die Unsicherheit, d.h. H, wächst. Damit wird H ein Maß für die Diversität eines biologischen Systems, wie es z.B. die Coleopterenfauna eines bestimmten Standortes darstellt. Bei Berechnung der Verbreitungstypen-Diversität H_v (v sei definiert durch i_1, i_2, ..., v) bedeutet p_i der Formel (1) der Quotient aus n_i, d.h. der Artenzahl des i-ten Verbreitungstyps, und der an diesem Standort gesamten Artenzahl n, also n_i/n.

PIELOU (1966a,1966b,1966c,1967,1969) zeigte deutlich, daß strenggenommen (1) nur gilt, wenn die erfaßten Populationen zufällige Ausschnitte unendlich großer Populationen sind (vgl. KHINCHIN 1957, HÖSER 1973). Da z.B. bei der Fallenfangmethode aber nie die gesamte Zönose, sondern immer nur ein zufälliger, jedoch dadurch repräsentativer Ausschnitt erfaßt wird, bleibt in diesem Fall die Anwendung von H als Näherungswert erhalten, während BRILLOUIN's (1959)(vgl. auch BRILLOUIN 1951b) Index

$$[\overline{H}=(1/N)\log(N!)/(N_1!N_2!...N_s!) \Leftrightarrow \overline{H}=(1/N)(\log N!-\sum_i \log N_i!)]$$

nur dann anzuwenden ist, wenn die Population vollständig erfaßt werden kann (also nicht richtig angewendet bei MARGALEF 1961b, REINERS,WORLEY & LAWRENCE 1971 u.a.).

Die S-W-Funktion ist vom Umfang der Aufsammlung weitgehend unabhängig, sofern eine für jede statistische Auswertung notwendige Mindestgröße nicht unterschritten wird.

Über die Verwendung einer gemeinsamen Logarithmenbasis in (1)[1] herrscht noch keine Einigkeit (vgl. PIELOU

---

[1] Im Folgenden wird, falls nicht ausdrücklich anders vermerkt, p_i mit N_i/N beziehungsweise n_i/n gleichgesetzt.

1969). Die Kybernetik arbeitet hauptsächlich mit der Basis 2 ($\Rightarrow \log_2$), die daraus resultierende Einheit wird als "bit" (binary digit) bezeichnet. Da es sich jedoch in der vorliegenden Arbeit um biologische Systeme handelt, erscheint der meistbenutzte Logarithmus naturalis angebrachter ($\log_e$ = ln). In allen Diversitätsberechnungen mit der S-W-Funktion findet demnach e als Basis des Logarithmus Verwendung, wobei hier die Einheit von H als "nat" (natural bel, natural digit) bezeichnet werden kann. Die entsprechenden Werte wurden der "TABLE OF NATURAL LOGARITHMS ..." (1953) entnommen.

Der Gefahr, daß zwei Untersuchungsgebiete gleiche H_s-Werte bei völlig unterschiedlicher Artenkombination aufweisen, kann man durch zwei Wege begegnen: a) Berechnung von Genus- und Spezies-Diversität durch H(GS) = H(G) + H_G(S) (PIELOU 1969), b) Berechnung von H_{diff} (MACARTHUR 1965, MACARTHUR,RECHER & CODY 1966, MACARTHUR & WILSON 1971). Dieser letztere Index

$$H_{diff} = H_t - (H_1 + H_2)/2 \qquad (2)$$

findet in der vorliegenden Arbeit Verwendung und soll neutral als H_{diff} bezeichnet werden, da die auch teilweise in früheren Formeln vorkommenden Bezeichnungen (Artendifferenz, Verschiedenheit, Selbständigkeit, Ähnlichkeit, Überlappung etc.) zu Mißverständnissen führen könnten. In (2) bedeutet

$$H_t = -\sum_i \frac{p_i + p_i'}{2} \ln \frac{p_i + p_i'}{2} \qquad (3)$$

wobei i alle Arten umfaßt, die in beiden Standorten vorkommen, also nicht entsprechend c der früheren Berechnungen, das nur die beiden Standorten gemeinsamen Arten umfaßte. In (2) kann p_i (entspricht p_i der Funktion H_1) oder p_i' (entspricht p_i der Funktion H_2) also Null sein, wenn eine Art in einem der beiden Standorte fehlt. H_{diff} variiert von Null (wenn dieselben Arten in derselben

Abundanz auf beiden Standorten vertreten sind) bis $\ln 2 = 0.6931$ beziehungsweise $\log_2 2 = 1$ (wenn keine gemeinsamen Arten vorhanden sind). Einen ähnlichen, ebenfalls auf (1) aufbauenden Index für "overlap" benutzt HORN (1966), der jedoch hier keine Verwendung finden soll.

Die aus (1) errechenbare maximale Diversität eines Standortes ist bei gleicher Häufigkeit aller vorkommenden Arten gegeben, d.h. $H_{max} = -n(N/nN)\ln(N/nN) = -\ln(1/n)$, also

$$H_{max} = \ln n \qquad (4)$$

Der Quotient

$$J = H/H_{max} \qquad (5)$$

wird als "species evenness" oder "species equitability" (PIELOU 1966b,1966c,1967,1969, KREBS 1972, HILL,M.1973) und in Prozent umgerechnet $(H/H_{max})100$ als "Ausbildungsgrad der Diversität" (BEZZEL & REICHHOLF 1974) bezeichnet. Da dem deutschen Ausdruck eine noch nicht bewiesene Aussage zukommt, wird in der vorliegenden Arbeit die Bezeichnung "evenness" ($\approx$ Gleichförmigkeit) verwendet, was also neutral nur den Grad der Unterschiedlichkeit der Häufigkeiten der einzelnen Arten bezeichnet. Von verschiedenen "equitability"-Indices ist (5) am wenigsten von der Artenzahl beziehungsweise der Zahl der gewählten Einheiten abhängig (SHELDON 1969). Statt (4) verwendeten LLOYD & GHELARDI (1964) einen auf MACARTHUR's (1957)(vgl. auch MACARTHUR 1960) "broken stick"-Modell basierenden Maximalwert M, der zwar ebenfalls in der Natur nie erreicht werden kann, aber wesentlich näher an einem solchen theoretisch vorstellbaren Maximalwert liegt. Da jedoch H_{max} der Verbreitungstypen besser mit (4) ausgedrückt werden kann - wahrscheinlich sogar ausgedrückt werden muß - erfolgte die Berechnung von H_{max} durch (4).

Die Redundanz $R = (H'_{max} - H')/(H'_{max} - H'_{min})$ bezeichnet die Position der totalen Artendiversität H', wobei

$H' = \sum_i N_i \ln(N_i/N)$ (vgl. PATTEN 1962, WILHM & DORRIS 1968, PRATHER & PROPHET 1969, HÖSER 1973), zwischen H'_{max} und H'_{min}, drückt damit also die "Menge der ungenützten Informationsmöglichkeiten" aus (QUASTLER zit. nach FLECHTNER 1966). Da R ebenso wie J als Ausdruck der Dominanzstruktur angesehen werden kann (vgl. WILHM & DORRIS 1968), aber sowohl schwieriger zu berechnen als auch mit ähnlichen Problemen wie BRILLOUIN's (1959) Index (s.o.) behaftet ist, wurde in der vorliegenden Arbeit nur J verwendet.

Obwohl die Berechnung der "equally common species" ($E = e^H$) intuitiv mehr über die Diversität einer Population aussagt (MACARTHUR 1965), soll hier darauf verzichtet werden, da es sich nur um einen subjektiven Eindruck handelt; rein mathematisch beinhaltet für diese Problemstellung H den gleichen Aussagewert wie E.

2.5. Pflanzensoziologische Untersuchungen

Vor allgemeiner Anwendung der Pflanzensoziologie nach BRAUN-BLANQUET (1928) und TÜXEN (1937) konnten tiersoziologische Untersuchungen nur an auch nach anderen Merkmalen leicht zu definierenden Extremstandorten durchgeführt werden, da andere Biotope nicht exakt genug zu definieren waren, oder die Beschreibung anderer Standorte brachte keine vergleichbaren Ergebnisse, da sie zu ungenau sein mußten. "Die Biotope als Komplexe von Standortsbedingungen können weder am Einzelfaktor noch an der einzelnen Pflanzenart erkannt werden, denn die Gesamtzahl der Arten ist ein weitaus schärferes Reagens auf die Beschaffenheit des Standortes als eine einzelne Art" (RABELER 1952), d.h. "die Pflanzengesellschaften verzeichnen in ihrem Artgefüge die Gesamtwirkung der an diesem Standort zusammenspielenden Kräfte" (SCHMITHÜSEN 1942).

Probleme ergeben sich aber in der Homologisierung

von Pflanzen- und Tiergesellschaften (vgl. MARCHAND 1953). Während RABELER (1952) wohl etwas zu weitgehend feststellt, daß"die typischen und homogenen Pflanzengesellschaften zu Zeigern der typischen und homogenen Standorte einer Landschaft mit typischen und homogenen Tiergesellschaften werden", weisen FRANZ (1939a,1963a) und STRENZKE (1949) darauf hin, daß sich Tier- und Pflanzengesellschaften in ihrer Verbreitung nicht unbedingt decken müssen. So konnten auch VERDIER & QUEZEL (1951) zeigen, daß die Carabiden einer südfranzösischen Küstenlandschaft (Languedoc) sich völlig unabhängig von der Vegetation, umgekehrt aber völlig abhängig vom Mikroklima verhalten. Doch entgegen der Ansicht von CASPERS (1950)(vgl. auch TISCHLER 1948,1952) bleiben doch, wie RABELER (1937,1952,1963, 1965a,1969a), RABELER & TÜXEN (1955) und ANT (1969)(vgl. auch PALMGREN 1928,1930, BRUNDIN 1934, KÜHNELT 1943b, RABELER 1950, QUEZEL & VERDIER 1953, SCHWENKE 1953, THIELE 1956, VAN HEERDT & MÖRZER BRUYNS 1960, THIELE & KOLBE 1962, VAN DER MAAREL 1965, KÖRNIG 1966, HERRMANN 1971) ausführlich begründeten, zumindest vorläufig die Pflanzengesellschaften die beste Bezugseinheit für vergleichende zoozönologische Untersuchungen, was TISCHLER (1950,1951b, 1955)(vgl. auch TISCHLER 1968) dann auch für höhere pflanzensoziologische Einheiten akzeptiert. Als weiteres Argument ist anzuführen, daß die durch den Fallenfang ermittelte Aktivitätsabundanz weitgehend von dem durch eine pflanzensoziologische Aufnahme teilweise gekennzeichneten Raumwiderstand abhängig ist (HEYDEMANN,B.1953,1957).

Die Aufnahme der Pflanzengesellschaften erfolgt aufgrund der Artmächtigkeitswerte im Sinne von SCHWICKERATH (1940), die Nomenklatur der einzelnen Arten nach RAUH & SENGHAS (1968).

2.6. Mikroklimauntersuchungen

Die mikroklimatischen Verhältnisse sind zur Beurteilung der Standortqualitäten auch in Bezug auf die Zusammensetzung der Coleopterenfauna von großer Bedeutung (vgl. FRANZ 1930,1931, KUNTZE 1931, BLANK-WEISSBERG 1932, KÜHNELT 1933,1934,1970, JAUS 1935, KROGERUS,R.1937, CHAUVIN & D'AGUILAR 1946, LINDROTH 1949, TISCHLER 1949, ANDREWARTHA & BIRCH 1954, GEIGER 1961, LAUTERBACH 1964, THIELE 1964b u.a.). BODENHEIMER (1934) erachtet zwar die Feststellung des Mikroklimas für die Erhellung der ökologischen Valenz einer Insektenart nur dann für ausreichend, wenn deren Körpereigentemperatur mit der der Umgebung identisch ist. Für vergleichende Untersuchungen ist diese Forderung jedoch ohne Bedeutung, zumal selbst bei autökologischen Untersuchungen der Fehler bei eventuell chemo- oder helioregulatorischen Wechselwarmen meist nicht ins Gewicht zu fallen scheint.

Die Messungen galten in erster Linie der Erfassung der Temperatur, da die Aufenthaltswahl der Freilandtiere in der Mehrzahl durch den Faktor Temperatur, die der Waldtiere dagegen durch den Lichtfaktor bestimmt wird (THIELE & LEHMANN 1967). So ist z.B. auch der Grad der sommerlichen Wärme für die Existenz und damit für die Arealbegrenzung der östlich-kontinentalen Arten in Nordwestdeutschland von entscheidender Bedeutung (LOHSE 1964a).

Die Mikroklimauntersuchungen auf den Standorten fanden gleichzeitig am 16.6.1974 statt. Gemessen wurde die Lufttemperatur (150 cm über dem Boden), die Temperatur in Bodennähe (5cm über dem Boden) und die Bodentemperatur (das Thermometer war so installiert, daß die Quecksilberkugel gerade von einer dünnen Erdschicht bedeckt war). Zur Messung der Lufttemperaturen wurden Minimum-Maximum-Thermometer des Systems "Müller" benutzt. Sie waren mit weißem Papier abgedeckt, so daß keine direkte, verfälschende Bestrahlung der Flüssigkeitsbehälter stattfinden konnte. Die Verdunstung wurde mit Langzeit-Piche-Evaporimetern

erfaßt (150cm über dem Boden).

2.7. Bestimmung der Bodenazidität

Sowohl die chemischen als auch die physikalischen Eigenschaften des Bodens üben einen Einfluß auf die Fauna aus. Allerdings scheint es, daß den chemischen Faktoren hierbei die größere Bedeutung zukommt (vgl. HOLDHAUS 1911). Aus diesem Grund wurde der Boden der Standorte auf den pH-Wert untersucht. Die Entnahme der Bodenproben, d.h. der obersten Bodenkrume ohne Pflanzenteile, erfolgte am 16.6.1974. Alle Proben waren von gleichem Gewicht und wurden mit der gleichen Menge destilliertem Wasser aufgeschwämmt, so daß ein nicht zu dicker Bodenbrei entstand. Die pH-Messungen erfolgten im Labor in diesem Bodenbrei, also nicht in einem Abguß (vgl. STEUBING 1965). Als Meßinstrument diente das Einstab-Taschen-pH-Meter, Modell pH-54, der Firma WTW, Weilheim.

2.8. Verbreitungstypen

Je vielfältiger die Habitatstruktur ausgestaltet ist, desto mehr Nischen sind vorhanden und ermöglichen damit nicht nur den verschiedensten Ökotypen Existenzmöglichkeiten, sondern erlauben dies auch Organismen unterschiedlichster Verbreitungstypen, deren Areale sich an diesem Standort überlappen. Als Grundlage dieser Untersuchung konnten in diesem Fall nicht die "Faunenelemente"[1] im Sinne von DE LATTIN (1957,1964,1967) verwendet werden, da deren Festlegung eine Fülle von Untersuchungen not-

[1] Im Folgenden als FE bezeichnet

wendig macht, die den Rahmen der vorliegenden Arbeit gesprengt hätten. Die von HOLDHAUS (1929) beschriebenen Verbreitungstypen erlauben nicht in jedem Fall eine genaue Zuordnung, so daß hier typische, d.h. idealisierte Arealbilder gewählt wurden, die es ermöglichen, das Verbreitungsbild jeder im Untersuchungsgebiet gefangenen Art ohne allzu große Verzerrung einem bestimmten Typ zuzuordnen. Die einzelnen idealisierten Areale sind neutral mit Buchstaben bezeichnet (Abb.1). Es bedeuten:

A: Verbreitungsschwerpunkt in Südwesteuropa, besonders Spanien und Frankreich; entspricht etwa der Verbreitung atlantomediterraner FE.

A_1: Wie A, jedoch mit Einbeziehung von Italien sowie dem adriatischen Balkanbereich; außerdem ist hier eine größere Einstrahlung nach Mitteleuropa zu verzeichnen.

B: Verbreitungsschwerpunkt im Bereich der Apenninen-Halbinsel; entspricht etwa der Verbreitung adriatomediterraner FE.

C: Verbreitungsschwerpunkt in Südosteuropa, besonders Balkan-Halbinsel und Kleinasien, aber auch Italien.

D: Verbreitungsschwerpunkt im gesamten Mittelmeerraum einschließlich Nordafrika; entspricht etwa der Verbreitung holomediterraner FE.

E: Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa mit starker Ausbreitung über weite Teile Europas.

E_1: Entspricht im wesentlichen E, zeigt jedoch ein deutliches Abrücken nach Süden; fehlt in Nordeuropa, aber auch in Nordafrika. Hier wurden sowohl Arten eingeordnet, deren Areal bis zum Kaukasus reicht, als auch Arten, deren Verbreitungsgrenze nach Osten das Schwarze Meer darstellt; wesentlich war die Verlagerung des Verbreitungsschwerpunktes nach Süden.

F: Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa, meist als "montane" Arten bezeichnet. F ist nicht so stark ausgedehnt wie E.

G: Sehr weite Verbreitung von Westeuropa bis Sibirien,

unter Vermeidung des höchsten Nordens und des zentralen Mittelmeergebietes; entspricht etwa der Verbreitung eines sibirischen FE.

G_1: Entsprechend G, aber eine viel stärker südlich ausgerichtete Verbreitung; entspricht etwa der Verbreitung eines thermophilen Vertreters des sibirischen Faunenkreises.

H: Bezeichnet das Verbreitungsbild sehr weit verbreiteter Arten, die jedoch nicht die ganze Paläarktis besiedeln, sondern den Norden, den äußersten Westen und Südwesten sowie Nordafrika meiden.

I: Hier sind alle nordpaläarktisch verbreiteten Arten zusammengefaßt; ihre südliche Arealgrenze verläuft durch Mitteleuropa.

K: Umfaßt sowohl paläarktisch als auch holarktisch verbreitete Arten.

L: Bezeichnet Kosmopoliten und Ubiquisten. Hier wurde das rezente Verbreitungsbild zugrunde gelegt, d.h. L umfaßt auch Arten, die erst durch den Menschen auf andere Kontinente verschleppt wurden. Entscheidend für die Zuordnung zu L ist, daß sie sich heute ohne Zuzug von außen in diesen neu eroberten Gebieten vermehren.

Bei polytypischen Arten, wie Carabus coriaceus, Asida sabulosa, Pselaphus heisei u.a., erfolgte die Verbreitungstypenzuordnung nach der im Saar-Mosel-Raum auftretenden Subspezies.

3. Das Untersuchungsgebiet

3.1. Geologisch-geomorphologische Übersicht

3.1.1. Weinberg bei Winningen

Die Untersuchungsflächen liegen links der Mosel zwischen der Autobahnbrücke und dem Ort Winningen (vgl. Abb. 2). Das an dieser Stelle etwa 120m tief ins Grundgebirge eingeschnittene untere Moseltal ist zur naturräumlichen Haupteinheit Mittelrheinisches Becken zu rechnen (MÜLLER-MINY & BÜRGENER 1971). Mit diesem hat es unter anderem auch das sommerwarme und trockene und damit auch phänologisch begünstigte Beckenklima gemeinsam. Das enge, V-förmige Moseltal, die steilen Hänge und die regulierende Wirkung des Flusses ermöglichen die klimatischen und geomorphologischen Voraussetzungen für den in Terrassenkultur betriebenen Weinbau. Die Steilhänge, in denen die Untersuchungsflächen liegen, sind mit dem Verwitterungsmaterial des hier angeschnittenen Grundgesteins, devonischen Schiefern, bedeckt.

Die Untersuchungsflächen liegen in etwa 160m NN Höhe, die Mosel weist an dieser Stelle eine Höhe von 68m NN auf. Alle drei Standorte befinden sich auf Brachflächen, die bis zur Flurbereinigung (1965-1967)(vgl. auch EIS 1965) als Weinbergparzellen genutzt wurden. Regelmäßig finden jedes Jahr Hubschrauberspritzungen gegen Schädlinge statt, von denen auch die Untersuchungsflächen betroffen sind. Auch bei der Aufbringung des Mineraldüngers werden die direkt an genutzte Terrassen anschließenden Brachflächen teilweise (unabsichtlich) mit einbezogen. Alle Flächen liegen inmitten noch genutzter Weinbergparzellen, wobei allerdings nur Wi_1 direkten Anschluß an diese hat. Der Boden aller Flächen ist etwa 3cm hoch mit devonischen Schiefern bedeckt. Fläche 1 (Wi_1) ist SW-exponiert und liegt 5m oberhalb von der SSW-exponierten Fläche 2 (Wi_2). Fläche 3 (Wi_3) weist eine SSO-Exposition auf und liegt

3m oberhalb von Wi_1.

3.1.2. Hammelsberg bei Perl

In einem Engtal durchschneidet die Mosel im Dreiländereck von Luxemburg, Frankreich und Deutschland die letzten Ausläufer der Muschelkalkstufe (hauptsächlich Oberer Muschelkalk)(FISCHER 1963, LIEDTKE 1969, SCHNEIDER,H.1972), die hier als steile Bruch-Achterstufe ausgebildet ist (LIEDTKE 1965). Auf engem Raum liegen beiderseits der Mosel die Schichten der Trias und des Lias nebeneinander (LIEDTKE 1965). Zeugen des Durchbruchs sind der links der Mosel befindliche Stromberg und seine östlichen beziehungsweise südlichen Pendants, der Hammelsberg und der Altenberg. Der hauptsächlich aus dolomitischem Hauptmuschelkalk aufgebaute Hammelsberg erstreckt sich in west-östlicher Richtung zwischen den Orten Perl und Apach (vgl. Abb.2). Der im wesentlichen auf französischer Seite gelegene Südwesthang ist waldlos - offen oder mit Gebüsch bestanden - während auf dem sich auf deutscher Seite befindlichen Nordwesthang 1936 eine Fichtenkultur angelegt wurde (MÜLLER,P.1971). Der steil zur Mosel abfallende Westteil wird durch Weinbau, das östliche Hochplateau ackerbaulich genutzt. Der höchste Punkt des Hammelsberges befindet sich in der Nähe des Fernsehturmes auf der Hochfläche bei 354m NN. Der den Hammelsberg nach Süden begrenzende Apacher Bach weist eine Höhe von etwa 160m NN auf. Auf dem Südwesthang baute man vor dem Zweiten Weltkrieg Kalksteine ab, wodurch sich auch die zahlreichen Aufschlüsse erklären. Dieser Teil des Hammelsberges wird in manchen Jahren im Winter als Durchzugsweide für Schafe benutzt. Fast jährlich werden hier Brände gelegt, die allerdings im Untersuchungszeitraum ausfielen, so daß eine Verfälschung der Ergebnisse aus diesem Grund auszuschließen ist. Seit 1952 ist der Hammelsberg als Land-

schaftsschutzgebiet vor anthropogenen Eingriffen weitgehend geschützt (vgl. KREMP 1953b).

Fläche 1 (Ha_1) liegt in 280m NN auf einem mit lockerem Gebüsch bestandenen, SSW-exponierten Trockenhang. Fläche 2 (Ha_2) befindet sich etwa 20m östlich davon in gleicher Höhe. Fläche 3 (Ha_3) liegt direkt über einem Felsabsturz im östlichen Teil des Hammelsberges in 320m NN in S-Exposition.

3.1.3. Koppenachberg bei Montenach

Der Koppenachberg liegt rechts der Mosel zwischen Altenberg und Hammelsberg, gehört damit also noch zur Muschelkalkstufe des Schichtstufenlandes (vgl. Abb. 2, zur Geologie vgl. 3.1.2.). Der Berg erreicht eine Höhe von 320m NN, der parallel verlaufende, in die Mosel mündende Montenacher Bach liegt hier etwa in 180m NN Höhe. Auf der "Koppenacher Kupp", dem steilen Südhang, wird Wein angebaut. Bis etwa 1950 diente der obere, steilere Teil des Südwesthanges als Schafsweide (Durchzugsweide), auf dem unteren Teil wurde bis etwa zur gleichen Zeit Wein angebaut. In manchen Jahren wird der Trockenhang abgebrannt, allerdings nicht während des Untersuchungszeitraumes.

Fläche 1 (Mo_1) liegt zwischen sehr zerstreut stehenden Sträuchern in 300m NN in SW-Exposition. Fläche 2 (Mo_2) ist etwa 30m von Mo_1 entfernt und liegt etwa 10m niedriger. Der Südsüdwesthang ist hier völlig offen und sehr kurzrasig, ohne zusammenhängendes Gebüsch. Fläche 3 (Mo_3) befindet sich im westlichen Teil des Trockenhanges in 290m NN in SW-Exposition. Der nächste zusammenhängende Gebüschstreifen ist 20m entfernt.

3.1.4. Schenkelsberg bei Mimbach

Der sich west-östlich erstreckende Schenkelsberg, nördlicher Teil der Badstube, eines kleinen Seitentales des bei Mimbach in die Blies mündenden Schelmenbaches, liegt an der Grenze von Zweibrücker Westrich und Saar-Blies-Gau im südöstlichen Saarland und gehört damit zum pfälzisch-saarländischen Muschelkalkgebiet (vgl. Abb. 2). Als Teil des Schwalbhügellandes ist der Schenkelsberg als westlicher Ausläufer des Zweibrücker Westrich anzusehen. Während die Flachhänge des benachbarten Blieskasteler Taltrichters vom Oberen Buntsandstein aufgebaut werden, wird hier das Hügelland durch die Schaumkalkstufe des Unteren Muschelkalkes gekennzeichnet (SCHNEIDER,H.1972). Der Schenkelsberg erreicht eine Höhe von 325m NN, der tiefste Punkt der Badstube unterhalb der Untersuchungsflächen liegt etwa bei 270m NN. Der Boden des Süd- bis Südwesthanges besteht aus stark kalkhaltigem Lehm, ebenso wie die ackerbaulich genutzte Hochfläche des Schenkelsberges. Die gesamte Badstube wird durch den sogenannten Hengsthochwald, ein relativ großes geschlossenes Waldgebiet, vor den kühlen Nordost- und Ostwinden geschützt. Das ca 20 000m^2 große Orchideengebiet, ein Triftgelände, wurde 1952 zum Naturschutzgebiet erklärt (vgl. KREMP 1953a). Der Orchideenreichtum in der Badstube kann sich allerdings erst nach 1900 entwickelt haben, wobei aber nicht auszuschließen ist, daß orchideenarme Halbtrockenrasen hier bis ins frühe 19.Jahrhundert zurückreichen (HARD 1964).

Fläche 1 (Mi_1) liegt in einem offenen SSW-Hang in ca 310m NN Höhe. In etwa 25m Entfernung erstrecken sich ober- und unterhalb lockere Gebüschstreifen. Fläche 2 (Mi_2) befindet sich in gleicher Höhe etwa 30m östlich davon in völlig offenem Südhang. Die Entfernung zum nächsten zusammenhängenden Gebüsch beträgt etwa 70m. Fläche 3 (Mi_3) liegt auf einem, durch einen tiefen, mit Hangschutt versehenen, baumbestandenen Taleinschnitt von Mi_1 und Mi_2

getrennten Südwesthang. Die nächsten geschlossenen Gebüsche befinden sich hier in etwa 15m Entfernung. Mi_3 liegt etwa 10m höher als die beiden anderen Untersuchungsflächen.

3.2. Die Pflanzengesellschaften (vgl. Tab.1-12)

Charakteristische Arten der brachliegenden Weinbergterrassen bei Winningen sind die Gräser Arrhenatherum elatius und Melica ciliata. Während der Glatthafer besonders häufig in Fettwiesen auftritt (vgl. KNAPP 1948), bezeichnet das Wimperperlgras eine wärmeliebende Steinschuttgesellschaft. Sedum album ist eine typische Art der Felsspaltengesellschaften, ebenso wie Asplenium septentrionale. Insgesamt läßt sich die Vegetation der Brachflächen als Felsschutt- beziehungsweise Geröllflurgesellschaft mit teilweise ruderalem Charakter bezeichnen (vgl. DAHMEN 1955). Alle drei Standorte bei Winningen sind durchaus miteinander zu vergleichen, wenn auch Wi_3 durch die relativ geringe Abundanz des Glatthafers etwas abgesetzt erscheint.

Im Gegensatz zu Wi_{1-3} sind die Pflanzengesellschaften der drei übrigen Gebiete zum Mesobromion-Verband zu rechnen, dessen ursprünglicher Artenbestand im weiteren Untersuchungsgebiet besonders durch Kultivierung stark im Rückgang begriffen ist (vgl. GLÜCK 1935, HEINZ 1937, HAFFNER 1938,1957, KAHNE 1967, SUKOPP 1972). Eine exakte Trennung zwischen Xero- und Mesobrometum ist nicht immer möglich, da hier teilweise Differentialarten beider Gesellschaften vorkommen können (vgl. SCHWICKERATH 1932, HAFFNER 1960). Alle Untersuchungsflächen tendieren jedoch deutlich mehr zu einem Mesobrometum. Die Unterschiede zwischen Hammels- und Koppenachberg bestehen hauptsächlich im Fehlen der Ordnungs-Charakterart Bromus erectus und der Charakterart des Quercetum-Buxetum-Verbandes

Peucedanum cervaria auf Mo_{1-3} (vgl. HAFFNER 1960). Letztere Art fehlt auch im Mesobrometum des Schenkelsberges, da ihr Areal nicht bis in den Bliesgau reicht. Gegenüber Ha_{1-3} und Mo_{1-3} erscheint Mi_{1-3} deutlich durch das Fehlen des Pyramiden-Schillergrases gekennzeichnet.

Die drei Flächen des Hammelsberges sind miteinander vergleichbar, doch tritt auf Ha_3 Bromus erectus etwas zugunsten von Koeleria pyramidata und Brachypodium pinnatum zurück. Außerdem ist hier Anthyllis vulneraria nur außerhalb der Aufnahmefläche häufiger. Wenn auch Cirsium acaule auf Mo_1 zu den dominierenden Arten gehört, auf Mo_2 deutlich zurücktritt und auf Mo_3 fehlt, können diese drei Standorte doch durchaus als ähnlich bezeichnet werden. Zu beachten bleibt, daß auf Mo_2 keine voll ausgebildete Strauchschicht vorhanden ist. Am Schenkelsberg ist die hohe Dominanz von Brachypodium pinnatum auf Mi_3 auffallend, da diese Art auf den beiden übrigen Standorten völlig fehlt.

3.3. Die klimatischen Verhältnisse des Saar-Mosel-Raumes

Der Saar-Mosel-Raum gehört zu dem westeuropäisch-maritimen Klimatyp und weist damit selbst in den warmen Tälern von Mosel, Saar und Blies kaum Niederschlagswerte unter 700mm/Jahr auf, wie sie etwa von gewissen Tallagen Süddeutschlands (bis 500mm) mit fast kontinentaler Niederschlagsverteilung bekannt sind (stellenweise im mittleren und unteren Moseltal auch bis etwa 650mm). Die Klimastationen von Gersheim (Bliestal), dessen Werte als relevant für den Schenkelsberg angesehen werden können, und von Besch (Moseltal), relevant für Hammels- und Koppenachberg, liegen jedoch mit 781mm beziehungsweise 729mm weit unter dem Saarland-Durchschnitt von 845mm und gehören damit zur Gruppe der niederschlagsärmsten

Stationen im Saarland.[1] Es ist einleuchtend, daß Gersheim aufgrund der höheren Lage stärkere Niederschläge als Besch zu verzeichnen hat.

Auch bei einem Vergleich der Temperaturverhältnisse von Gersheim und Besch ergeben sich deutlich höhere Werte als bei den übrigen saarländischen Stationen (Tab. 13,14). Beide Orte gehören zur Gruppe der Stationen mit den höchsten Temperaturen im Saarland, die ein Jahresmittel über 9,0°C aufweisen. Auch hier ist wieder zu berücksichtigen, daß die höhere Lage von Gersheim niedrigere Werte bedingt. Leider liegen von diesen beiden Stationen keine Angaben über die Temperatur der oberen Bodenschichten vor. Von den vier auf diese Werte hin untersuchten Stationen weist Saarbrücken, das, bedingt durch eine günstige Kessellage im auch makroklimatisch bevorzugten Saartal, ebenfalls zur Gruppe der wärmsten Stationen gehört, die höchsten Bodentemperaturen auf und erscheint daher als Vergleichsstandort für die Untersuchungsgebiete geeignet (Tab.15). Es ist zu beachten, daß bei den im Rahmen dieser Arbeit durchgeführten Mikroklimamessungen das Bodenthermometer nur 1cm tief eingelassen wurde, daß also die Temperaturen relativ höher sind als bei den Messungen in 2cm Tiefe. Außer in den Wintermonaten liegen die Bodentemperaturen von Saarbrücken durchschnittlich 3°C über den Lufttemperaturen. Absolute Maxima während der 10-jährigen Meßdauer waren in dieser Bodentiefe in Saarbrücken 47,7°C im Mai 1953 und 47,6°C im Juli 1957. Beide Jahre brachten im gesamten Saarland überdurchschnittlich hohe Temperaturen und geringe Niederschläge.

---

[1] Diese wie auch die folgenden Werte basieren auf Angaben von SORG (1965).

3.4. Das Mikroklima (vgl. Abb.3)

3.4.1. Weinberg bei Winningen

Während es am Tag der Messungen an den übrigen Untersuchungsgebieten niederschlagsfrei blieb, setzte im unteren Moseltal ab 15.30h ein Wärmegewitter mit schauerartigen Niederschlägen ein. Die Bewölkungsverhältnisse sind der Graphik zu entnehmen. Die Bodentemperatur liegt auf allen drei Standorten außerordentlich hoch, was einmal aus der Lage (Steilhang), zum anderen aus der Bodenbedeckung (dunkler, sehr leicht erhitzbarer Schiefer) resultiert. Die Exposition spielt jedoch gerade bei der Bodentemperatur eine entscheidende Rolle. Während Wi_1 und Wi_2 so hohe Werte aufweisen, daß die Skala des Thermometers nicht ausreichte, blieb das SSO-exponierte Wi_3 deutlich unter diesen Werten, lag jedoch mit fast 45°C immer noch deutlich über den anderen Untersuchungsgebieten, mit Ausnahme von Ha_3. Die Lufttemperatur (150cm) wird durch die Exposition nicht sehr stark beeinflußt. Sie liegt hier mit Maximalwerten um 35°C auf allen drei Flächen um 5 bis 8°C über den Temperaturen der übrigen Gebiete. Die Temperatur in Bodennähe (5cm) scheint außer auf Wi_3 stärker von der Luft- als von der Bodentemperatur beeinflußt zu sein. Alle drei Temperaturkurven sind sehr stark (am wenigsten bei Wi_3) auseinandergezogen, was als Kennzeichen extremer Temperaturbedingungen angesehen werden kann, ebenso wie die Reihenfolge der Kurven: Boden, Bodennähe, Luft (vgl. KIRCHNER,R.1936). Die relativ zu den übrigen Gebieten geringen Schwankungen der Kurven sind auf die nicht durch Wolkenbildung behinderte andauernde Einstrahlung zurückzuführen. Die Evaporation ist in Winningen insgesamt stärker als auf allen anderen Untersuchungsflächen. Lediglich die Steigung der Evaporationskurve von Mi_2 ist mit Wi_2 und Wi_3 fast identisch, während sie auf Wi_1 die mit Abstand größte Steilheit von allen Flächen aufweist. Die aufgrund der SSW-Expo-

sition von Wi_2 zu erwartende stärkere Verdunstung wird durch eine stärkere Windschattenlage dieser Fläche verhindert.

3.4.2. Hammelsberg bei Perl

Die Bodentemperatur erreicht hier nur auf Ha_3 Maximalwerte, die mit dem Thermometer nicht mehr erfaßt werden konnten. Die S-Exposition, die Steilheit des Geländes, eine sehr dünne Bodenkrume sowie kaum Einstrahlungsbehinderung durch Gebüsch erklären diese hohen Werte. Die Temperatur ist hier aber nicht ganz so hoch wie im makroklimatisch günstiger gelegenen Winningen. Dennoch läßt sich dieser Standort, wenn man den Verlauf aller drei Temperaturkurven und die makroklimatisch bedingten etwas geringeren Temperaturen berücksichtigt, noch am meisten mit den Standorten in Winningen vergleichen. Bei Ha_1 und Ha_2 sind die Kurven der Temperatur in Bodennähe und der Lufttemperatur zwar ebenfalls sehr stark auseinandergezogen, aber die Bodentemperatur ist hier fast mit der Lufttemperatur identisch und liegt nur wenige Grade über den entsprechenden Werten vom Schenkelsberg. Das relativ hohe Gras verhindert an diesen Standorten höhere Bodentemperaturen. Die Lufttemperaturen sind die niedrigsten aller vier Untersuchungsgebiete. Die Evaporation ist mit der am Schenkels- und Koppenachberg vergleichbar (mit Ausnahme von Mi_2), nur die Werte von Ha_2 und Mo_2 sind die niedrigsten von allen Standorten.

3.4.3. Koppenachberg bei Montenach

Hier ist der fast identische Verlauf der drei Temperaturkurven auf Mo_1 auffallend. Dieser Standort ist ge-

kennzeichnet durch relativ starken Bestand von Büschen, was einen mäßigenden Einfluß auf die Temperatur hat. Während durch die stauende Wirkung des Gebüsches die Lufttemperatur im Vergleich zu Mo_2 und Mo_3 etwas gehoben wird, bleibt die Bodentemperatur durch die Abschirmwirkung deutlich unter den Werten von Mo_2 und Mo_3, liegt aber immer noch höher als auf dem Hammelsberg. Mo_3 zeigt neben Winningen und Ha_3 die höchsten Bodentemperaturwerte. Hier sind die Kurven am stärksten auseinandergezogen und auch die Reihenfolge der Kurven erinnert an Ha_3. Die Temperatur in Bodennähe ist etwa mit den Flächen Ha_1 und Ha_2 vergleichbar, während die Lufttemperatur mehr mit dem Schenkelsberg identisch ist und höher als beim Hammelsberg liegt. Während die Verdunstung von Mo_1 und Mo_3 ähnlich wie bei Ha_1, Ha_2, Mi_1 und Mi_3 ist, weist Mo_2 neben Ha_2 die geringsten Werte auf.

3.4.4. Schenkelsberg bei Mimbach

Die relativ niedrigen Bodentemperaturen des Schenkelsberges sind vor allem durch eine Bodenfeuchte bedingt (zwei Tage zuvor hatte es geregnet), die an den übrigen Untersuchungsgebieten schon abgetrocknet war. Dennoch kann man nicht von einer starken Verfälschung der Ergebnisse im Vergleich zu den anderen Gebieten sprechen, da die Feuchtigkeit in dieser Bodenschicht gegen 13.30h verschwunden war und trotzdem keine wesentliche Temperaturzunahme zu verzeichnen ist. Der gleichmäßige Verlauf dieser Kurve ist aber auch nach Austrocknen des Bodens durch die Feuchtigkeit tieferer Schichten bedingt. Trotz wechselnder Bewölkung ab 12.00h erreicht die Lufttemperatur Werte bis 30°C und ist damit ungefähr mit den Werten des Koppenachberges gleichzusetzen, während jene des Hammelsberges deutlich niedriger liegen. Die Temperatur in Bodennähe reagiert empfindlich auf teilweise Beschattung der Sonne.

Die Werte von Mi_1 und Mi_2 sind vergleichbar mit allen Flächen des Koppenachberges sowie Ha_2. Die Kurve von Mi_3 erreicht, bedingt durch die SW-Exposition, ihr Maximum später als Mi_1 und Mi_2, liegt dann aber höher als bei allen übrigen Flächen, höchstens noch vergleichbar mit Ha_1. Die Evaporation ist auf dem völlig freien Südhang Mi_2 am größten. Diese Werte werden nur noch in Winningen erreicht. Mit der Exposition über SSW nach SW und gleichzeitig stärkerem Gebüschbestand fällt auch die Evaporation über Mi_1 nach Mi_3. Sieht man von der Bodentemperaturkurve ab, ist hier wie in Winningen ein relativ starkes Auseinanderweichen der beiden Temperaturkurven zu verzeichnen in der Reihenfolge: Temperatur in Bodennähe, Lufttemperatur.

3.4.5. Zusammenfassung

Entscheidende Faktoren für die Lufttemperatur sind die makroklimatischen Verhältnisse und die Vegetationsbedeckung (Wald oder offenes Gelände), nicht so sehr die Exposition. Die höchsten Werte weist der Weinberg bei Winningen im klimatisch begünstigten unteren Moseltal auf, die Werte fallen über Schenkels- und Koppenachberg bis zum Hammelsberg. Die Temperatur in Bodennähe schwankt auf den einzelnen Standorten zwischen 39°C und 32°C, jedoch sind hier keine auffallend hohe oder niedrige Werte zu verzeichnen; diese sind auf allen Flächen relativ hoch. Die Bodentemperatur ist von sehr vielen Faktoren abhängig. Exposition, Vegetationsbedeckung, Dicke der Bodenkrume, Bodenbeschaffenheit und Neigungsgrad sind einige entscheidende Faktoren. Hier sind sehr große Schwankungen zwischen den einzelnen Flächen zu verzeichnen. Die höchsten Werte weisen alle Flächen von Winningen, Ha_3 und Mo_3 auf. Die stärkste Evaporation konnte in Wi_{1-3} und Mi_2 festgestellt werden. Alle untersuchten Standorte,

charakterisiert als offene Südost- bis Südwesthänge, sind auch mikroklimatisch als sehr warme Trockenhänge zu bezeichnen.

Aufgrund der Temperatur- und Evaporation-Einzelwerte sowie dem Verlauf der jeweils drei Temperaturkurven zueinander läßt sich folgende Reihe bezüglich der klimatischen Extremität der Standorte zueinander aufstellen (links der extremste Standort):

Wi_1,Wi_2-Wi_3-Ha_3-Mo_3,Mi_3-Mo_2-Ha_1-Mo_1-Ha_2-Mi_1,Mi_2

Bei einer entsprechenden Reihe für die vier Gebiete als jeweilige Einheit ergibt sich folgendes Bild:

Wi_{1-3} - Ha_{1-3},Mo_{1-3} - Mi_{1-3}

Ha und Mo sind dabei vertauschbar, da Ha_3 den extremsten Standort mit Ausnahme von Wi darstellt, extremer als jeder Standort von Mo, der Koppenachberg aber zwar keinen auffallend extremen Einzelstandort, dafür aber insgesamt mit höheren Werten als Ha_1 und Ha_2. Bei einer vergleichenden Betrachtung gilt es auch zu bedenken, ob nicht der Schenkelsberg innerhalb des Saar-Blies-Gaues den gleichen Stellenwert einnimmt wie der Standort bei Winningen innerhalb des Gebietes der unteren Mosel oder auch Hammels- und Koppenachberg im Bereich deren naturräumlicher Einheit.

3.5. Bodenazidität

Die pH-Werte aller Untersuchungsflächen liegen im neutralen bis schwach basischen Bereich (Tab.16). Auffallend ist die starke Schwankung auf den relativ nahe beieinander liegenden drei Flächen bei Winningen. Dies ist mit Sicherheit auf die unterschiedliche Menge von Mineraldünger zurückzuführen, die zufällig einmal mehr, einmal weniger stark auf die Brachflächen geriet. Auffallend sind auch die hohen Werte der Standorte des Koppenachberges, während man den Hammels- und den Schenkelsberg

bezüglich des pH-Wertes gleichsetzen könnte.

4. Ergebnisse

4.1. Die Coleopterenarten

Wie Tab.17 zu entnehmen ist, konnten für die xerothermen Standorte des Untersuchungsgebietes 334 Coleopterenarten in fast 4 000 Individuen nachgewiesen werden, die sich auf 37 Familien verteilen, wovon aber nur 26 Familien auch im Fallenmaterial repräsentiert sind. Wie zu erwarten, stellen die auch in der gesamten mitteleuropäischen Fauna artenreichsten Gruppen Staphylinidae, Carabidae und Curculionidae hierbei sowohl die meisten Arten als auch die meisten Individuen. Es ist zu berücksichtigen, daß nur sporadisch Käscherfänge durchgeführt wurden, weshalb die Arten- und Individuenzahlen der Curculionidae nicht höher sind. Das gleiche gilt auch für die ebenfalls phytophagen Chrysomelidae und Cerambycidae. Der für Fallenfänge relativ hohe Individuenanteil der Scarabaeidae und Curculionidae ist im wesentlichen auf die Arten Onthophagus ovatus und Onthophagus joannae beziehungsweise auf Liparus coronatus zurückzuführen. Die Silphidae und Catopidae fanden sich, wie zu erwarten, nur dann in großer Anzahl, wenn Mäuse und Spitzmäuse in die Fallen geraten waren.

Die Arten sowie deren Vorkommen in den untersuchten Gebieten sind Tab.18 zu entnehmen. Im Folgenden sollen nur die im Gebiet der Rheinprovinz äußerst seltenen Arten aufgeführt werden:

Licinus depressus Payk.
Lathrobium andorranum Koch
Xantholinus semirufus (Rtt.)Steel
Xantholinus schuleri Coiff.
Ocypus globulifer (Geoffr.)

Quedius invreai Grid.
Mycetoporus ambiguus Luce
Atheta (Anopleta) puberula Sharp
Atheta (Ceritaxa) testaceipes (Heer)
Neohilara subterranea (Muls.Rey)
Zyras similis (Märk.)
Drilus flavescens Geoffr.

Lathrobium andorranum wurde nur auf dem in Lothringen liegenden Koppenachberg gefunden. Da dieser jedoch nur wenige Kilometer vom Hammelsberg entfernt ist, kann man die Art durchaus zur Fauna der Rheinprovinz rechnen.

4.2. Abundanzuntersuchungen (Ökotypen)

4.2.1. Weinberg bei Winningen (vgl. Tab.19)

Der Standort bei Winningen ist gegenüber allen anderen sehr deutlich dadurch abgesetzt, daß hier die Dominanz der jeweils häufigsten Art 40% übersteigt, während sonst 30% nie erreicht werden (Abb.4). Dies schlägt sich auch in der Dominanzstruktur nieder, die eine sehr unnormale Verteilung zeigt. Nicht nur die Artenzahl ist auffallend gering, sondern auch die Dominanzkurve ist auf allen drei Flächen sehr steil.

Besonders der Standort Wi_1 ist gekennzeichnet durch die sehr hohe Dominanz von nur zwei Arten, Tachyporus hypnorum und Harpalus honestus. Über die ökologische Valenz des Carabiden liegen kaum Angaben vor. KOCH (1968) und MROZEK-DAHL (1928) geben eine Bevorzugung lehmig-sandiger Böden an, was keineswegs den dick mit Schieferplatten bedeckten Weinbergterrassen entspricht. Lehmig-sandige Böden finden sich sowohl an sehr feuchten als auch an sehr trockenen Stellen; meist sind es offene Freilandstandorte. RAPP (1933,1935) meldet die Art aus Thüringen von Wäldern, Feldern, Lichtungen, Hutungen, Steinbrüchen,

Ödländereien und Schonungen, ohne daß ein Präferenzbiotop herauszulesen wäre. Ähnliche Biotope führt BURMEISTER (1939) auf: in und an Wäldern, auf sandigen, kalkhaltigen Feldern, Ödland, Weiden, an Fluß- und Meeresufern, in Steinbrüchen; vermutlich handele es sich um ein Frühlingstier. In Frankreich scheint die Art auf offene Standorte beschränkt zu sein, da JEANNEL (1942) sie nur von Kalkhügeln und Brachland meldet. Am klimatisch begünstigten Kaiserstuhl tritt sie an trockenen, sonnigen, wärmeren Stellen auf, aber auch auf Feldern, an Wegen und Waldrändern (STROHM 1933). Harpalus honestus wurde bisher weder experimentell auf seine Autökologie geprüft, noch liegen quantitative Angaben über Präferenzbiotope vor. Die vom nördlichen Mitteleuropa bis ins Mittelmeergebiet reichende Verbreitung gibt einen kleinen Hinweis auf größere ökologische Valenz. Bei vorsichtiger Abwägung der Angaben könnte man Harpalus honestus als euryökes Feldtier ansehen. Von Tachyporus hypnorum liegt eine größere Anzahl von Angaben vor. Nach HORION (1967) handelt es sich um einen Ubiquisten, der sich von der Paläarktis aus (teilweise durch Verschleppung) weiter ausgebreitet hat. GEILER (1959/60) meldet ihn aus allen von ihm untersuchten landwirtschaftlichen Kulturen, RENKONEN (1938) fand ihn in Nordeuropa in Wäldern in Moos. Von RAPP (1933) wird die Art von einer Unmenge der verschiedensten Biotope angegeben, von Wald bis zu Ödländereien, von faulenden Vegetabilien bis zu Düngerhaufen. RABELER (1962) begründet aufgrund vergleichender Untersuchungen in Nordwestdeutschland seine Einstufung als euryökes Waldtier, wobei allerdings zu berücksichtigen ist, daß nur Wälder untersucht wurden und deshalb nur keine Festlegung auf einen bestimmten Waldtyp zu konstatieren ist. Somit scheint festzustehen, daß Tachyporus hypnorum ein sehr weites ökologisches Spektrum besitzt, das es ihm ermöglicht, sowohl extrem heiße und trockene Biotope, stark anthropogen beeinflußte Gebiete wie landwirtschaftliche Kulturen, als auch feuchte Mikrohabitate in Wäldern zu besiedeln. Die ökologische

Valenz der Art umfaßt daher ein großes Spektrum bezüglich der Temperatur (sehr warm - sehr kühl), der Feuchtigkeit (sehr trocken - sehr feucht bis nass) und der anthropogenen Belastung (unbelastete Wälder - bedüngte, bearbeitete und gegen Schädlinge behandelte Felder). Wi_1 stellt von den drei Standorten von Winningen die am meisten belastete Fläche dar, da sie direkt an eine genutzte Weinbergparzelle grenzt und dementsprechend neben den alle Flächen betreffenden Hubschrauberspritzungen noch zusätzlich den meisten Dünger erhält. Der Boden weist hier auch den geringsten pH-Wert auf. Eine zwar weit geringere, aber immer noch dominante Abundanz weist Xantholinus linearis auf. Auch diese Art ist über die gesamte Paläarktis verbreitet und in Deutschland überall häufig. Besonders oft ist sie in faulenden Vegetabilien zu finden (KOCH 1968) und kommt wie Tachyporus hypnorum in allen landwirtschaftlichen Kulturen vor (GEILER 1959/60). Auch RAPP (1933) meldet die Art von fast jedem erdenklichen Biotop aus den unterschiedlichsten Substraten. Also handelt es sich auch hier wieder um eine euryöke, besonders gegen anthropogene Belastung unempfindliche Art.

Trotz zweier Arten, die Wi_3 mehr besitzt als Wi_2 und der etwas unterschiedlichen Häufigkeitsverteilung zeigen beide Standorte etwa den gleichen Verlauf ihrer Dominanzkurve. Beide unterscheiden sich nur dadurch, daß Opatrum sabulosum, der auf Wi_2 in relativ hoher Abundanz vorkommt, auf Wi_3 fehlt. Die vermutlich große ökologische Valenz von Harpalus honestus wurde oben schon erwähnt. Diese Art tritt aber auf diesen Flächen etwas zurück. Auffallend ist nun das starke Auftreten von Harpalus atratus und Cryptophagus scanicus, die beide auf Wi_1 fast völlig beziehungsweise völlig fehlen. Harpalus atratus geht nach MROZEK-DAHL (1928) im Gebirge nicht höher als 1200m. BURMEISTER (1939) meldet sie von feuchten Stellen in Gärten, auf Ödland und Schuttplätzen, zuweilen auch in Gehölzen; vermutlich handele es sich um ein Frühlingstier oder ein Frühlingstier mit Herbstbestand. Nach JEANNEL

(1942) tritt sie in Frankreich an kühlen Orten sowie unter Abfall in der Umgebung von Siedlungen auf. Auch hier scheint es sich um ein euryökes Feldtier zu handeln, das im Süden seines Verbreitungsgebietes anscheinend relativ kühlere Standorte aufsucht als in Mitteleuropa, wo es zwar feuchte, aber wärmere Stellen besiedelt. Außerdem scheint die Art gegenüber Belastung relativ unempfindlich zu sein, doch empfindlicher als Harpalus honestus, da sie auf Wi_2 nur in einem Exemplar gefunden wurde. Cryptophagus scanicus, ein Kosmopolit, der auch in Deutschland überall häufig ist, ist als Schimmelfresser besonders in faulenden Vegetabilien, unter morscher Rinde, in faulem Holz, in Pilzen etc. zu finden (LOHSE 1967, KOCH 1968). Auch RAPP (1933) meldet die Art von den verschiedensten Biotopen aus unterschiedlichsten Substraten. Da auch ihre Nahrung fast überall vorhanden ist, wäre diese Art als Ubiquist zu bezeichnen, allerdings mit gewissen Einschränkungen. Opatrum sabulosum, der im Freien an offenen Stellen überall vorkommt, wo es trocken und warm ist (vgl. u.a. RAPP 1934, 1935), manchmal jedoch als psammophil bezeichnet wird (RIECHEN 1938), fehlt auf Wi_3 und tritt auch auf Wi_1 nur in wenigen Exemplaren auf. Diese Art scheint also weniger an hohe Temperaturen als an Trockenheit adaptiert zu sein. Demnach ist Opatrum sabulosum nur stenök in Bezug auf die Feuchtigkeitsverhältnisse. Das Fehlen auf Wi_3 ist durch die Exposition dieser Fläche (SSO) zu erklären, die wohl immer eine etwas höhere Feuchtigkeit bedingt im Vergleich zu Wi_1 und Wi_2. Der starke Rückgang auf Wi_1, wo eine größere Evaporation als auf Wi_2 zu verzeichnen ist, muß demnach der höheren Belastung zugeschrieben werden, d.h. die Art ist gegenüber anthropogenen Belastungen (hier Düngung) empfindlich, aber nicht in dem Maße, daß sie in solchen Gebieten völlig verschwindet. Auffallend ist das starke Zurücktreten von Tachyporus hypnorum auf Wi_2 und Wi_3 und das Fehlen von Cryptophagus scanicus auf Wi_1, obwohl das Nährsubstrat des letzteren dort mit Sicherheit ebenso vorhanden ist. Beide sind

Arten, die auf stark belasteten Standorten in großer Zahl vorkommen. Eine Möglichkeit der Deutung läge darin, daß beide Arten ökologische Vikarianten sind, wobei Tachyporus hypnorum auf mit Dünger belasteten Flächen Vorteile gegenüber Cryptophagus scanicus genießt (gestärkt durch die Angabe bei RAPP 1933, s.o.). Allerdings bleibt zu bedenken, daß auch Xantholinus linearis sich ähnlich wie Tachyporus hypnorum verhält und dabei zumindest im Nahrungsverhalten nicht mit Cryptophagus scanicus konkurriert. Es bleibt die Möglichkeit der Erklärung, daß diese beiden letztgenannten Arten durch die stärkere (beziehungsweise einseitig stärkere) Belastung Vorteile bezüglich ihrer Populationsentwicklung genießen, deren einzelne Faktoren aufgrund der Abundanzen allein nicht überschaubar sind.

Die zwischen Weinbergterrassen eingestreuten Brachflächen weisen also eine stark modifizierte Dominanzstruktur auf, die als völlig abweichend vom Normaltyp bezeichnet werden muß. Dies ist einerseits bedingt durch geringe Artenzahl, andererseits durch starke Dominanz weniger Arten. Der wesentlichste Faktor, der die Zahl und die Abundanz der Arten bestimmt, ist die starke anthropogene Belastung durch Düngung und Spritzen von Insektenschutzmitteln. In den oberen Dominanzklassen sind fast nur Arten mit sehr großer ökologischer Valenz zu finden. Stenök xerothermophile Arten fehlen. Auch wenn die Artenzusammensetzung auf den einzelnen Flächen weder in ihrem Bestand noch in ihren Abundanzen identisch ist, so kann man doch keine wesentlichen Unterschiede zumindest zwischen Wi_2 und Wi_3 erkennen, während Wi_1 durch die stärkere Belastung durch Düngung eine gewisse Sonderstellung einnimmt. Insgesamt läßt sich jedoch für alle untersuchten Brachflächen eine gemeinsame, durch die Belastung bedingte Biozönose erkennen. Als Charakterarten sind zu nennen die Carabiden Harpalus honestus und Harpalus atratus sowie Tachyporus hypnorum und Cryptophagus scanicus. Opatrum sabulosum kann als Begleiter angesehen werden. Letztere Art verdeutlicht die Trockenheit des Biotops,

Tachyporus hypnorum und Cryptophagus scanicus die starke Belastung. Harpalus honestus und Harpalus atratus, denen man aufgrund fehlender quantitativer und experimenteller Untersuchungen nur eine große ökologische Valenz mit Bevorzugung offener Standorte zusprechen kann, stellen anscheinend keinen Indikator für die zukünftige Vegetationsentwicklung dar.

4.2.2. Hammelsberg bei Perl (vgl. Tab.20)

Auf Ha_1 erreicht die häufigste Art nur einen Dominanzwert unter 20% (vgl. Abb.4). Damit wird unterstrichen, daß hier die "normalste" Individuenverteilung vorliegt, der Standort also nicht unbedingt als extrem bezeichnet werden kann. Sowohl auf Ha_2 als auch auf Ha_3 ist jedoch ein deutliches Dominieren jeweils einer Art zu verzeichnen, wodurch diese Standorte durch eine relativ unausgeglichene Dominanzkurve gekennzeichnet sind. Da alle drei Standorte sehr unterschiedliche Artenzusammensetzung aufweisen, erscheint es zweckmäßig, zunächst jede Fläche für sich zu betrachten.

Ha_2 fällt sofort durch seinen außergewöhnlich hohen Anteil an Liparus coronatus auf, einer Art, die nach BORCHERT (1938) in Deutschland nur zerstreut und selten auftritt und dabei höhere Gebirge meidet. Fraßpflanzen dieser Art in Thüringen sind besonders Petasites hybridus (Pestwurz), Beta rapa (Zuckerrübe) und Anthriscus sylvestris (Wiesen-, Waldkerbel)(RAPP 1934,1935). KOCH (1968) (vgl. auch KOCH 1971) meldet sie von Anthriscus sylvestris und Daucus carota für die Rheinprovinz. Bei Untersuchungen in der Sowjetunion (bei Woronesch) konnte Liparus coronatus nur im offenen Gelände und sehr jungen Aufforstungen, aber nicht im Wald gefunden werden (BEREZINA 1937). Auch auf dem Weißelberg (Saarland) trat die Art nur in Gipfelnähe auf, wo waldfreie, warme, trockene Ra-

senstandorte dominieren (HEIDRICH 1960). Als Fundstellen gibt RAPP (1934) meist Wälder und Wege ohne nähere Bezeichnung an. Weitere ökologische Daten fehlen. Demnach scheint, da Anthriscus und Daucus im Saar-Mosel-Raum fast nur in offenem Gelände, meist Ödland und Triften, vorkommen, Liparus coronatus zumindest in unserem Gebiet offenes, trockeneres und wärmeres Gelände zu bevorzugen. Die Angabe von Petasites hybridus, die Ufer und feuchte Waldstandorte bevorzugt, kann zwar nicht übergangen werden, doch scheint Liparus coronatus im Saar-Mosel-Raum diese Gebiete zu meiden.

Den relativ trockenen Charakter von Ha_3 unterstreichen die hohe Abundanz von Pterostichus lepidus und besonders von Opatrum sabulosum (vgl. 4.2.1.). Bei Pterostichus lepidus handelt es sich um ein euryökes Feldtier, das von HEYDEMANN,B.(1955c) als qualitativer Indikator für Kulturfelder mit starker Lichteinstrahlung bezeichnet wird. Dies wird durch die Untersuchungen von SKUHRAVY (1959) in Böhmen bestätigt, wenn die Art auch vorzugsweise auf leichten, d.h. auch trockeneren Böden zu finden ist (HEYDEMANN,B.1964). GEILER (1956/57a) dagegen fand sie auf Feldern aller Art. Pterostichus lepidus ist ein Herbsttier (LARSSON 1939a, LINDROTH 1949, SKUHRAVY 1959), das von BURMEISTER (1939) von Schonungen, in und an Wäldern, von Feldern und Weiden mit Bevorzugung sandiger Hügel gemeldet wird. BROEN (1965) stellte zwischen Wald und Kahlschlag ein Individuenverhältnis von 0:18 fest, was die Angaben von LINDROTH (1949) bestätigt, der Pterostichus lepidus in Skandinavien als ausgeprägt helio- und xerophil bezeichnet, unter Bevorzugung von Sandböden. Zusammenfassend läßt sich demnach Pterostichus lepidus als euryökes Feldtier bezeichnen, mit deutlicher Bevorzugung offener (Heliophilie) und sandiger, d.h. trockener Habitate (vgl. MROZEK-DAHL 1928, KOCH 1968).

Obwohl Carabus auratus auf Ha_3 nicht so häufig wie auf Ha_1 und Ha_2 ist, stellt diese Art doch einen wichtigen Indikator dar. Das stenöke Feldtier (THIELE 1964a)

ist polytherm und euryhygr (jedoch mit Bevorzugung höherer Temperaturen und mittlerer Luftfeuchtigkeit), fehlt in Wäldern jeder Art, besiedelt aber als Frühlingstier nicht zu trockene Standorte besonders auf Lehmboden (KIRCHNER,H. 1960, TIETZE 1973b,1974), obwohl sie von HOLDHAUS (1911) als gesteinsindifferent bezeichnet wird. JEANNEL (1941) meldet sie aus Gärten und Feldern, SCHERNEY (1955) als häufig in verschiedenen Feldkulturen und auch BURMEISTER (1939) hebt das Feuchtigkeitsbedürfnis dieser Art hervor. Außerdem läßt sich besonders in den letzten 50 Jahren eine starke Arealexpansion nach Osten und Nordosten beobachten (LINDROTH 1949, GEILER 1956/57a, LOHSE 1964a). Obwohl Carabus auratus auch in zu nassen Wiesen zu fehlen scheint (TIETZE 1968), lassen sich durch das Fehlen dieser Art im offenen Gelände die trockensten Biotope kennzeichnen, zumal HEYDEMANN,B.(1955c) sie auch in geringer Abundanz als Indikator für mäßig feuchte Böden auf Kulturfeldern bezeichnet. Allein aufgrund dieser Arten kann man z.B. Mo_2 durch das Fehlen der Belastungen gegenüber unempfindlicheren Art Opatrum sabulosum (vgl. 4.2.1.) als weit "natürlicher" als den etwas feuchteren (Carabus auratus!), wenn auch wärmeren Standort Ha_3 bezeichnen. Das starke Auftreten von Tachyporus hypnorum unterstreicht einerseits die Extremheit von Ha_3, andererseits aber auch die Unnatürlichkeit (vgl. 4.2.1.) als xerothermer Extremstandort. Dennoch kann sich nur hier Asida sabulosa als besonders xerothermophile Art (vgl. RIECHEN 1938, BECKER 1972) als zweithäufigste Art voll entwickeln. Zusammen mit Callistus lunatus, einer ebenfalls thermophilen Art, hebt sie die Sonderstellung von Ha_3 innerhalb des Hammelsberges hervor, die vornehmlich durch die extrem hohen Temperaturen bedingt ist.

Ha_1 und Ha_2 sind trotz teilweise unterschiedlicher Artenzusammensetzung in ihrem ökologischen Angebot sehr ähnlich. Sehr deutlich wird dies durch die auf beiden Flächen häufigste Art Drusilla canaliculata, die überall in Deutschland sehr häufig ist und als euryökes Feldtier

bezeichnet werden kann, wenn auch TISCHLER (1948) sie in ihrem Verbreitungsgebiet als "Ubiquist" ansieht, der besonders unter Steinen und Fallaub zu finden ist. Die Art ist zwar myrmekophag, lebt jedoch nicht obligatorisch bei Ameisen (HORION 1967, KOCH 1968, LOHSE 1974). Drusilla canaliculata wird zwar als schwach xero- und thermophile Art (NIEMANN 1963) von xerothermen Lokalitäten der Slowakei gemeldet, ist dort aber nicht ausschließlich auf diese Biotope beschränkt (ROUBAL 1938). Die Tatsache, daß GEILER (1959/60) sie auch sehr häufig im Auwald fing, sie in Böhmen zu den dominanten Arten auf Kleefeldern gehört (SKUHRAVY,NOVAK & STARY 1959), relativ häufig auf Luzernefeldern vorkommt (GEILER 1960) und ganz allgemein subdominant in lehmigen Feldern auftritt (TISCHLER 1958), bietet einen deutlichen Hinweis auf einen gewissen Feuchtigkeitsanspruch. THIELE (1964b) stellte einen Verbreitungsschwerpunkt in Eichen-Birken- und Eichen-Hainbuchen-Hecken fest und in Schwedisch-Lappland ist sie sehr häufig in Birkenwäldern zu finden (BRUNDIN 1934). Zusammen mit Carabus auratus, der ebenfalls auf beiden Flächen zu den dominanten Arten gehört und durch das gemeinsame Fehlen von Opatrum sabulosum werden hierdurch Ha_1 und Ha_2 als deutlich feuchtere Flächen als Ha_3 definiert. Der beiden Standorten gemeinsame Carabus coriaceus im dominanten Bereich gibt die Sukzessionsrichtung an (vgl. 4.2.3.), wobei allerdings der das Wuchspotential darstellende Waldtyp nicht mit letzter Klarheit festlegbar ist. Dies wird noch unterstrichen durch eine Reihe weiterer, auf beiden Flächen unterschiedlicher Arten. Auf Ha_1 sind dies Abax ater (vgl. 4.2.3.) und Epipolaeus caliginosus, der von RAPP (1934), THIELE & KOLBE (1962), SCHMAUS (1966), KOCH (1968) und ZEBE (1972b) übereinstimmend hauptsächlich aus Wäldern und Flußauen gemeldet wird. Auf Ha_2 sind es Abax ater und Pterostichus madidus (vgl. 4.2.3.) sowie Dinaraea angustula, der sowohl von KOCH (1968) als auch von BENICK & LOHSE (1974) als überall häufig an feuchten Stellen bezeichnet wird. Der derzeitige xerotherme Charak-

ter auch der Standorte Ha_1 und Ha_2 wird unterstrichen durch Asida sabulosa, Callistus lunatus, Aphthona herbigrada, Panagaeus bipustulatus, Harpalus diffinis und Xantholinus semirufus, die zwar alle nur in wenigen Exemplaren gefunden wurden, durch ihr gemeinsames Auftreten jedoch nicht übersehen werden dürfen.

Es ist demnach nicht möglich, eine für den gesamten Hammelsberg gültige Biozönose zu postulieren. Hier muß zwischen einem extrem warmen (nicht extrem trockenen wie am Koppenachberg!) und zwei mesophileren Standorten unterschieden werden. Zu den Charakterarten von Ha_3 gehört zweifellos, auch ohne daß die ökologische Valenz näher bestimmbar wäre, Liparus coronatus. Daneben wären Asida sabulosa, Opatrum sabulosum, Pterostichus lepidus aber auch Carabus auratus aufzuführen, obwohl letztere fast nicht mehr zu den dominanten Arten hier gehört. Kennarten von Ha_1 und Ha_2 sind Drusilla canaliculata, Carabus auratus und Carabus coriaceus. Ha_3 stellt also trotz wärmeren Mikroklimas ein gegenüber Mo_2 (vgl. 4.2.3.) deutlich fortgeschrittenes Sukzessionsstadium dar, bedingt durch den hohen Anteil fast hygrophiler Arten. Insgesamt gesehen verläuft auf allen drei Standorten die Sukzession in Richtung Wald, ohne diesen mit letzter Klarheit näher bestimmen zu können. Absolut gesehen sind jedoch alle drei Standorte noch als xerotherm zu bezeichnen. Zwischen Ha_1 und Ha_2 läßt sich kein deutlicher Unterschied bezüglich des Sukzessionsstadiums erkennen, trotz relativ unterschiedlicher Artenzusammensetzung. Die auf Ha_3 erreichte hohe Individuenzahl läßt sich durch die im Vergleich zu den beiden anderen Flächen große Ungestörtheit bezüglich anthropogenen Eingriffes erklären.

4.2.3. Koppenachberg bei Montenach (vgl. Tab.21)

Während Mo_3 eine der Normalverteilung sehr nahe kommende Dominanzstruktur zeigt (vgl. Abb.4), fällt Mo_1 durch das starke Dominieren einer Art, Carabus auratus, und Mo_2 durch geringe Artenzahl und starke Annäherung an MACARTHUR's (1957) "broken stick"-Verteilung auf. Demnach ist Mo_2 gekennzeichnet als Extrembiotop, der nur wenigen Arten Existenzmöglichkeit bietet, diese wenigen Arten dann aber auch zur vollen Entfaltung gelangen läßt. Charakteristische Tiere dieses Standortes, die auf den anderen beiden völlig oder fast völlig fehlen, sind Quedius ochripennis, Xantholinus semirufus und mit Einschränkungen Pterostichus lepidus und Quedius nigrocoeruleus. Weiterhin ist Mo_2 charakterisiert durch das Fehlen von Carabus auratus, Abax ater und Pterostichus madidus, die auf den beiden anderen Standorten hohe Abundanzen erreichen.

Xantholinus semirufus, eine seltene Art, wurde in Deutschland bisher nur in Wärmegebieten auf xerothermen Hängen gefunden (LOHSE 1964b, KOCH 1968). Die Art scheint demnach zumindest in Deutschland stenök xerothermophil zu sein. Von Quedius ochripennis liegen nur sehr spärliche Angaben zur Ökologie vor. Festzustehen scheint lediglich, daß sie oft in Wäldern gefunden wurde, selten ist und eine Bindung an unterirdische Nester von Säugern und Hymenopteren zeigt (LOHSE 1964b, HORION 1965). Die hohe Dominanz könnte demnach in Zusammenhang mit den gerade auf diesem Standort häufigen Formiciden gebracht werden. Als Indikatororganismus gleich welcher Richtung kann Quedius ochripennis jedoch wegen zu großer Unkenntnis der ökologischen Valenz nicht verwendet werden.

Calathus fuscipes, eine weitere charakteristische Art von Mo_2, wird als polytherm und euryhygr, damit also auch eurytop, jedoch mit Bevorzugung warmer, trockener Habitate besonders auf Lehmboden bezeichnet (MROZEK-DAHL 1928, GEILER 1956/57a, KIRCHNER,H.1960, LEHMANN 1962, THIELE 1964a, KOCH 1968). LARSSON (1939a) bezeichnet die

Art als Feldtier, THIELE (1964a) als stenökes Feldtier, TIETZE (1973) dagegen verwendet die Bezeichnung euryökes Feldtier, da Calathus fuscipes nicht nur die baumlosen Biotope besiedelt, sondern auch in Hecken und teilweise in mesophilen Wäldern zu finden ist. Von BURMEISTER (1939) wird sie von feuchten Orten in und an Wäldern, jedoch besonders von Feldern, Weiden, Gärten und Steinbrüchen, meist auf Sand- oder Kalkboden gemeldet. In Skandinavien besiedelt sie nur die gemäßigte Zone der Eichen- und Buchenregion und kann hier als mehr oder weniger kulturbegünstigt bezeichnet werden (LINDROTH 1949). Letzteres hebt auch TISCHLER (1952) hervor. LEHMANN (1965) fand die Art häufig in Auwäldern und Wiesen am Rheinufer, in Holland tritt sie häufig in Eichen- und Kiefernwäldern auf (VAN DER DRIFT 1959), die höchsten Dominanzwerte scheinen aber in Feldkulturen verschiedenster Art erreicht zu werden (SCHERNEY 1955, SKUHRAVY 1959, GEILER 1960). Calathus fuscipes wird von HEYDEMANN,B.(1955c) sogar als Indikator für stärkere Wärmeeinstrahlung angegeben. Die nachtaktive und damit dunkelpräferente Art (THIELE 1969, WOLF 1970) muß als Herbsttier bezeichnet werden (GEILER 1960, TIETZE 1974) und ist damit besonders geeignet, extreme Trockenlebensorte zu besiedeln (TIETZE 1974). Zu berücksichtigen bleibt aber, daß das Aktivitätsmaximum im Norden des Verbreitungsgebietes früher im Jahr ist als in südlicheren Teilen. So ist z.B. das Hauptauftreten in Schweden im Juli, in Dänemark im August und in Holland Ende August bis Anfang September zu verzeichnen (VAN DER DRIFT 1959).

Pterostichus lepidus ist ein euryökes Feldtier mit deutlich helio- und xerophilem Charakter (vgl. 4.2.2.). Quedius nigrocoeruleus scheint fast nur in Feldmaus- und Maulwurfsnestern vorzukommen (SCHMAUS 1955, LOHSE 1964b, KOCH 1968, vgl. aber auch SCHMAUS 1969), wobei allerdings anzumerken ist, daß die meisten Mäuse auf Mo_3 in die Formalinfallen fielen. Aufgrund dieser Trennarten läßt sich die schon durch die Dominanzstruktur erkennbar

gewordene Extremheit von Mo_2 auf den xerothermen Charakter dieses Standortes zurückführen.

Mo_1 und Mo_3 sind durch die auf Mo_2 fehlenden, hier jedoch in hoher Abundanz vorkommenden Arten Carabus auratus, Abax ater und Pterostichus madidus gekennzeichnet. Carabus auratus ist ein stenökes Feldtier, das sowohl zu nasse als auch besonders zu trockene Standorte meidet und als Indikator für mäßig feuchte Gebiete angesehen werden kann (vgl. 4.2.2.).

Abax ater, von LEHMANN (1962) vermutlich nach LARSSON (1939a) als Herbsttier bezeichnet, läßt sich nach LINDROTH (1949) und LÖSER (1972) keinem Fortpflanzungstyp zuordnen. Auch THIELE (1971b) hebt die extrem plastische Jahresrhythmik dieser Art hervor. Abax ater ist eindeutig eine Waldart (JEANNEL 1942, PAARMANN 1966), muß aber als euryök bezeichnet werden, da sie nicht nur Laubwälder aller Typen (THIELE 1964a, LAUTERBACH 1964, RABELER 1965b, VAN DER DRIFT 1959), sondern, wenn auch in geringerer Abundanz, reine Fichtenbestände besiedelt (KOLBE,W.1968, LAUTERBACH 1964). Sie meidet aber zu trockene Wälder, weshalb sie wohl in Skandinavien nur in der Eichen- und Buchenregion vorkommt (LINDROTH 1949). Auch in Hecken können noch hohe Abundanzwerte erreicht werden, wogegen Abax ater auf Feldern seltener zu finden ist (THIELE 1964b). Trotz der großen ökologischen Valenz werden junge Kippenaufforstungen gemieden (NEUMANN 1971a). Die dunkelpräferente Art scheint keine bestimmte Vorzugstemperatur zu besitzen, ist aber an hohe Feuchtigkeit gebunden (THIELE 1964a). Das große Feuchtigkeitsbedürfnis wird auch schon von BURMEISTER (1939) und LARSSON 1939a) hervorgehoben. Interessant erscheint die Angabe bei BURMEISTER (1939), daß Abax ater zuweilen über feuchte Felder läuft, da hier unbewußt schon die Art als euryökes Waldtier charakterisiert wird. LINDROTH (1949) versuchte das Areal dieser Art mit der Verbreitung von Fagus sylvatica f. typica kausal zur Kongruenz zu bringen. Dies mag erklärbar sein aus der Verbreitung von Abax ater in Skandinavien,

doch ist aus den übrigen Angaben deutlich zu sehen, daß keinesfalls eine direkte Bindung weder an die Art Fagus sylvatica noch an Buchenwaldbedingungen vorhanden ist (vgl. HERRMANN 1971). Das dominante Auftreten einer euryöken Waldart auf einem Trockenhang bezeichnet demnach Standorte, wo die für diese Art notwendigen Waldbedingungen herrschen. Diese können mikroklimatischer oder edaphischer Natur oder durch die Vegetationsstruktur gegeben sein, auch wenn sie bei Betrachtung der Einzelfaktoren nicht zu erkennen sind. Demnach stellt Abax ater, dessen Euryökie ihm auch erlaubt, offene Landschaften zu besiedeln, wenn dort für ihn annehmbare Bedingungen herrschen, bei dominantem, nicht zufälligem rezedenten Auftreten einen Bioindikator für Wald dar, d.h. das Wuchspotential dieses Standortes stellt einen nicht näher bestimmbaren Waldtyp dar; nicht näher bestimmbar nur deshalb, weil Abax ater nicht auf einen Waldtyp beschränkt ist.

THIELE (1964a,1968) bezeichnet Pterostichus madidus für den Kölner Raum als euryökes Feldtier, das jedoch in anderen Gebieten seines Areals ein ausgesprochener Waldbewohner sein kann und dann auch als Waldtier bezeichnet wird (PAARMANN 1966). Die Art besiedelt meist wärmere, huminsäurearme, kalkhaltige Stellen (MROZEK-DAHL 1928) besonders auf Lehmboden (KIRCHNER,H.1960) meist auf Muschelkalk (KNOPF 1962). Nach LAUTERBACH (1964) und RABELER (1966) fehlt Pterostichus madidus im Querceto-Carpinetum, wogegen er von anderen Autoren als Charakterart der Fageten und des Querceto-Carpinetum (THIELE 1956) oder sogar ausschließlich des Eichen-Hainbuchen-Waldes erwähnt wird (THIELE & KOLBE 1962). Auch NEUMANN (1971a) fand die Art relativ häufig in feuchten Eichen-Hainbuchen- und feuchten Eichen-Buchen-Wäldern, LAUTERBACH (1964) meldet sie dagegen nur aus krautreichen Rotbuchenwäldern auf Kalk. RAPP (1933,1935) erwähnt sie fast ausschließlich aus Wäldern, jedoch ohne diese näher zu bezeichnen. In Nordwestdeutschland scheint Pterostichus madidus in allen Querco-Fagetea-Wäldern häufig zu sein (RABELER 1962),

speziell im Carici- und Melico-Fagetum(RABELER 1963,1965b). KIRCHNER,H.(1960) bezeichnet sie als Herbsttier, doch deutet die Beobachtung von BURMEISTER (1939) der Kopula im Frühjahr und Herbst darauf hin, daß es sich auch um ein Frühjahrstier mit Herbstbestand handeln könnte. Im Experiment erweist sie sich als ausgesprochen dunkelpräferent beziehungsweise aktiv während der Nachtstunden. Bei entsprechendem Futterangebot kann diese Aktivitätsverteilung variiert werden, wodurch sich die im Freiland festgestellte Nachtaktivität im Wald und Tagaktivität im Grasland erklärt (WILLIAMS,G.1959b). Demnach ist die Aktivitätsphase hier biotopabhängig. Als meso-eurytherme aber hygrophile Art ist Pterostichus madidus sehr empfindlich gegen Austrocknung (THIELE 1964a). Sie ist also als sehr euryöke Art anzusehen, die nicht vorbehaltlos als Waldindikator bezeichnet werden kann, aber ähnlich wie Carabus auratus durch ihr Fehlen an bestimmten offenen Standorten die trockensten Gebiete kennzeichnet.

Auffallend ist das starke Auftreten von Platydracus stercorarius auf Mo_1 und Mo_2 und das völlige Fehlen auf Mo_3. LOHSE (1964b) und KOCH (1968) bezeichnen sie übereinstimmend als meist seltene Art. Sie scheint relativ euryök zu sein, jedoch mit einem Optimum auf offenen, trockenen Standorten (MOSSAKOWSKI 1964, KOCH 1968). Die Trockenpräferenz ergibt sich auch aus dem dominanten Auftreten auf Mo_2. RAPP (1933) dagegen meldet die Art aus Thüringen meist aus Wäldern.

Die Zuordnung von Carabus coriaceus zu einem bestimmten Fortpflanzungstyp bereitet anscheinend Schwierigkeiten. Während sie nach LEHMANN (1962) ein Frühlingstier ist, scheint sie nach den Angaben bei BURMEISTER (1939) und LINDROTH (1949) ein Frühjahrstier mit Herbstbestand zu sein und nach LARSSON (1939a) sogar ein Herbsttier, das allerdings einen großen Frühjahrsbestand aufweist, der keine Eier ablegt. Es handelt sich um ein typisches Waldtier (LARSSON 1939a, PAARMANN 1966), das Muschelkalkstandorte bevorzugt (KNOPF 1962, LAUTERBACH 1964), wenn

es auch von HOLDHAUS (1911) als gesteinsindifferent bezeichnet wird. Das große Feuchtigkeitsbedürfnis und das Vermeiden von Sandboden hebt BURMEISTER (1939) hervor, der Carabus coriaceus aus lichten Wäldern und von Feldern angibt. In Thüringen besiedelt sie hauptsächlich Wälder und feuchte Standorte (RAPP 1933,1935), in Frankreich besonders Wiesen (JEANNEL 1941). Obwohl LAUTERBACH (1964) die Art nur selten in Eichen-Hainbuchen-Wäldern fing, sie dagegen häufig aus krautreichen Rotbuchenwäldern, Fichtenschonungen, -wäldern und -kahlschlägen meldet, ist nach anderen Angaben eine Präferenz des Querceto-Carpinetum zu verzeichnen (THIELE & KOLBE 1962, THIELE 1964b, HERRMANN 1971). NEUMANN (1971a) fand sie häufig in feuchtem Eichen-Hainbuchen- und Eichen-Buchen-Wald. In Nordeuropa ist eine Präferenz von Buchenwald zu beobachten (LINDROTH 1949), in Norddeutschland besiedelt Carabus coriaceus nicht nur Fagetalia, sondern auch Stieleichen-Hainbuchen- und Kiefernmischwälder (BROEN 1965). HERRMANN (1971) klassifizierte sie für den nordöstlichen Harzrand als stenöken Waldbewohner mit geringer werdender Abundanz je dunkler, kühler und feuchter die Standorte sind. Nach HEYDEMANN,B.(1955c) kann die Art als qualitativer Indikator für anthropogene Biotope mit reichlicher Beschattung angesehen werden. Carabus coriaceus besiedelt demnach in unterschiedlichen Gebieten des Areals verschiedene Standorte. Zusammenfassend kann die Art als euryökes Waldtier bezeichnet werden, das sowohl zu trockene als auch zu feuchte und zu kühle Standorte meidet. Wenn auch die unterschiedlichsten Waldgesellschaften besiedelt werden, scheint sich doch eine gewisse Präferenz des Querceto-Carpinetum herauszukristallisieren. In der Umgebung von Saarbrücken sind die höchsten Dominanzwerte auf relativ warmen, lichten Waldstandorten auf Muschelkalk (Hainrispengras-Hainbuchen-Eichenwald) zu verzeichnen (REIS 1974).

Dadurch läßt sich bezüglich Wärme und Trockenheit zwischen Mo_1 und Mo_3 folgende Reihe aufstellen: Beide Standorte sind als potentielle Waldstandorte aufzufassen,

wobei Mo_3 in der Sukzession weiter fortgeschritten ist als Mo_1, dabei noch etwas trockener aber kaum wärmer als Mo_1 ist, bedingt durch das Auftreten von Platydracus stercorarius beziehungsweise Carabus coriaceus.

Auf allen drei Standorten ist Ocypus olens relativ häufig. LOHSE (1964b) gibt als Existenzoptimum Laubwälder an. Auch in Holland tritt die Art häufig in Wäldern auf (VAN DER DRIFT 1959). Während VAN DER DRIFT (1959) nur Winterlarven erwähnt, besitzt sie nach HORION (1965) die Möglichkeit, sowohl als Larve oder Imago zu überwintern. Obwohl man Ocypus olens wegen der zu ungenauen Kenntnis ihrer ökologischen Valenz nicht uneingeschränkt als Indikator für Laubwald verwenden kann, bietet sie doch einen Hinweis, daß auch der Standort Mo_2 nicht als "natürliche" xerotherme Fläche anzusehen ist.

Abschließend läßt sich sagen, daß keine für den gesamten Koppenachberg charakteristische Biozönose vorhanden ist. Das gesamte Gebiet stellt bezüglich des Wuchspotentials ein Laubwaldgebiet ohne näher bestimmbaren Charakter dar, wobei einzelne xerotherme Inseln noch ganz am Anfang der Sukzession stehen und eine charakteristische Biozönose aufweisen, deren Charakterarten Xantholinus semirufus und Calathus fuscipes sind. Diese Inseln nehmen demnach den gleichen Stellenwert ein wie die von ZUMPT (1931) (vgl. auch ZUMPT 1932) noch als "Steppenheide" im unrevidierten Sinne von GRADMANN (1898) bezeichneten xerothermen Hänge, die er treffend als reliktere "Formation" schildert, die durch das langsame Vordringen des Waldes verdrängt wird.

Mo_1 und Mo_3 liegen bezüglich ihres Sukzessionsstadiums dichter beieinander. Ihr hygrophilerer Charakter wird durch Carabus auratus und Pterostichus madidus unterstrichen, während hier Abax ater unzweifelhaft die Richtung der Sukzession erkennen läßt. Die Reihenfolge Mo_1 - Mo_3 ist bedingt durch das Auftreten xero- und thermophilerer Elemente auf Mo_1, wie Asida sabulosa und Callistus lunatus sowie Platydracus stercorarius im Gegensatz zu Carabus

coriaceus. Letztere Art stellt im Gegensatz zu Abax ater einen wesentlich feineren Indikator dar, da sie sich erst einstellt, wenn die für sie günstigsten Bedingungen in weit größerem Maße verwirklicht sind. Das Auftreten eines Individuums des extrem stenöken Abax ovalis auf Mo_1 kann das Ergebnis nicht in Frage stellen, da diese Art in einigen Exemplaren immer wieder vom etwa 200m entfernten Wald in den Trockenhang einwandert und dann zufällig sogar auf trockensten und wärmsten Stellen in wenigen Exemplaren auftreten kann, ohne jedoch hier höhere Abundanzwerte erreichen zu können. Daß aber auch noch Mo_3 als xerothermer Standort anzusprechen ist, wird durch das Auftreten von Microlestes maurus, eine besonders an Wärmestellen vorkommende Art, unterstrichen.

4.2.4. Schenkelsberg bei Mimbach (vgl. Tab.22)

Die drei Standorte des Schenkelsberges zeigen alle eine sehr unterschiedliche Dominanzstruktur (vgl. Abb.4). Mi_1 besitzt zwar die größte Artenzahl, zeichnet sich jedoch auch durch das starke Dominieren einer einzigen Art aus. Mi_2 und Mi_3 besitzen etwa die gleiche Artenzahl, doch gleicht das Bild bei Mi_2 mehr einer möglichen Maximalverteilung als bei Mi_3, wo zwei deutlich dominierende Arten zu verzeichnen sind.

Die Artenzusammensetzung der drei Standorte ist in den oberen Dominanzklassen sehr ähnlich. Dennoch lassen sich aufgrund der unterschiedlichen Abundanzen die drei Flächen noch einigermaßen deutlich voneinander trennen. So ist Mi_3 gegenüber den anderen beiden durch einen deutlichen Rückgang von Ocypus ophthalmicus, das Fehlen von Carabus auratus, eine deutliche Zunahme von Quedius nigrocoeruleus und das Auftreten der nur hier gefundenen Zyras similis und Harpalus latus gekennzeichnet. Ocypus ophthalmicus scheint ebenso wie Ocypus olens ein euryökes Wald-

tier zu sein, das von RAPP (1933) und HORION (1965) übereinstimmend als meist in Wäldern vorkommend bezeichnet wird, wobei jedoch HORION (1965) darauf hinweist, daß die Art auch auf trockenen Grashängen vorkommt und daß sie als Larve oder Imago überwintert. Vermutlich wird sie, wenn man die Theorie von TIETZE (1974) zugrunde legt, ähnlich wie eventuell Ocypus olens auf Trockenhängen zum Herbsttier werden, um die nur dann genügend vorhandene Feuchtigkeit im Frühjahr zur Larvalentwicklung zu benutzen. Obwohl es sich also um eine sehr euryöke Art handelt, scheint die Tatsache des häufigen Auftretens in Wäldern doch darauf hinzudeuten, daß Mi_3 etwas trockener als Mi_1 oder Mi_2 ist. Von Quedius nigrocoeruleus, der fast nur in Feldmaus- und Maulwurfsnestern vorzukommen scheint (SCHMAUS 1955, LOHSE 1964b, KOCH 1968)(vgl. 4.2.3.), ist über die Autökologie nichts bekannt, so daß ihr Rückgang auf Mi_3 auch nicht interpretiert werden kann. Es lassen sich lediglich eventuell Rückschlüsse auf die Bodenstruktur ziehen, da sich sowohl Feldmäuse als auch Maulwürfe nur in relativ tiefgründigem Boden voll entwickeln können. TIETZE (1973b,1973c) meldet Harpalus latus von mesophilen, oligotrophen Habitaten, sowohl im offenen Gelände (besonders Frischwiesen) als auch aus lichten Wäldern, verzeichnet aber ein Fehlen auf Lehmstandorten. Zusammen mit der Angabe von KOCH (1968), daß er meist auf Sandboden vorkommt, ergibt dies ein euryökes Feldtier mit Präferenz trockenerer Standorte. Auch dies ein Hinweis darauf, daß Mi_3 der trockenste der drei Standorte ist. Über Zyras similis ist außer der bei der ganzen Gattung auftretenden Myrmekophilie nichts über die Ökologie bekannt. Es handelt sich um eine äußerst seltene Art, die vermutlich ein Kulturflüchter ist, da sie z.B. in der Rheinprovinz seit ROETTGEN (1912) nicht mehr gefunden wurde. Sie ist rein südpaläarktisch verbreitet und kommt nur in den südlichen Teilen Deutschlands vor. Dies könnte ein Hinweis auf Bevorzugung relativ warmer, trockener Standorte sein, wenn auch RAPP (1933) sie aus Thüringen

fast nur aus Wäldern meldet. Schließlich deutet auch noch das Fehlen von Carabus auratus den trockenen Charakter von Mi_2 an.

Mi_1 und Mi_2 sind relativ ähnlich, mit Ausnahme der großen Dominanz des mesophilen Drusilla canaliculata auf Mi_1. Beiden ist das Vorkommen von Licinus depressus, einer äußerst seltenen Art, gemeinsam. MROZEK-DAHL (1928) gibt als Fundstellen trockene Orte an, in Schlesien und Preußen sei sie jedoch im Wald zu finden. Auch LARSSON (1939a) weist auf die Präferenz trockener Stellen mit Kies- oder Sandböden hin. In der Ost-Ukraine dagegen besiedelt die Art in dem untersuchten Gebiet nur die Schluchtwälder und fehlt in der offenen Steppe (GHILAROV 1961b). BURMEISTER (1939) kennt sie von sandigen Feldern und Wegen, Wäldern, Gärten, Fluß- und Meeresufern. Während Licinus depressus in Skandinavien, wo sie auf die Eichen- und Buchenregion beschränkt ist, ausgeprägt xerophilen Charakter aufweist und demnach nur Wärmeinseln besiedelt (LINDROTH 1949), wird sie aus Nord-Lothringen von kühlen, kalkhaltigen Stellen gemeldet (BERNARD 1935). Nach LARSSON (1939a) handelt es sich um ein Frühjahrstier mit geringem Herbstbestand, während LINDROTH (1949) keine Larvenüberwinterung kennt. In Mitteleuropa scheint Licinus depressus relativ euryök zu sein, doch sehr empfindlich gegen anthropogene Belastung gleich welcher Art. Dies wird dadurch unterstrichen, daß Neufunde dieser Art in der näheren Umgebung des Untersuchungsgebietes jeweils in Naturschutzgebieten liegen. Zum einen ist es der Mainzer Sand (ZEBE 1972a), zum anderen ein Brachypodium-pinnatum-Rasen im Darmstädter Flugsandgebiet (KARAFIAT 1970). Als konstant flugunfähige Art (LINDROTH 1949) kann sie nur schwer unbelastete Gebiete neu besiedeln und muß somit als Kulturflüchter angesehen werden.

Auf Mi_1 beschränkt ist Charopus flavipes, der allerdings wohl nur zufällig durch einen Regenschauer in die Fallen geriet, da es sich erstens nicht um ein am Boden lebendes Tier handelt und zweitens alle Exemplare gleich-

zeitig in einer Falle lagen. Dennoch ist interessant, daß KOCH (1968) die Art fast nur von feuchten Orten meldet. Barypithes trichopterus, der bisher in der Rheinprovinz nur zweimal aus nassem Moos gesiebt wurde (KOCH 1968), wird auch von RAPP (1934) fast nur von feuchten Habitaten oder aus Wäldern gemeldet.

Aufgrund dieser Trennarten läßt sich zwischen den drei Standorten folgende Sukzessionsreihe aufstellen, obwohl noch einmal betont werden muß, daß die Artenzusammensetzung auf allen drei Flächen sehr ähnlich ist und nur schwache Unterschiede festzustellen sind. Den relativ trockensten Standort stellt Mi_3 dar, als etwas mesophiler ist Mi_2 anzusehen, während Mi_1 mit dem größten Angebot an ökologischen Nischen ohne sehr hohe Dominanzwerte einer Art deutlich mesophilen Charakter zeigt. Allerdings deutet das starke Auftreten von Onthophagus ovatus und Platydracus stercorarius darauf hin, daß absolut gesehen durchaus noch ein thermophiler Charakter zu erkennen ist. Zur Ökologie von Platydracus stercorarius vgl. 4.2.3. Onthophagus ovatus, den RENKEN (1955) als thermophil bezeichnet, wurde von HEYDEMANN,B.(1955a) auch von Getreidefeldern, besonders von sandigem Boden, gemeldet. Meist kommt die Art jedoch auf trockenen Schafsweiden und Triften vor. HORION (1958) stellt fest, daß die Art in Deutschland nur in offenem Gelände zu finden ist, im pannonischen Raum jedoch im Wald.

In den oberen Dominanzklassen fehlt jeder echte Indikator für Wald. Am Schenkelsberg fehlen demnach in der Fauna der Bodenoberfläche sowohl extrem xerothermophile Arten (wenn man von den in je einem Exemplar gefangenen Microlestes maurus und Brachynus crepitans absieht; Amphimallon atrum wurde zwar ebenfalls nur in zwei Exemplaren in den Fallen gefangen, sie hält sich jedoch - mit Ausnahme der Weibchen - auch nicht am Boden auf und ist insgesamt gesehen am Schenkelsberg häufig) als auch Arten, die auf eine eindeutige Sukzession in Richtung Wald schlie-

ßen lassen, wenn man von wenigen rezedenten und subrezedenten Arten absieht. Dies steht in merkwürdigem Widerspruch zu dem Auftreten so xerothermophiler Arten (vgl. ZEBE 1954) wie Oecanthus pellucens, die sowohl von DEMPEWOLFF (1964) als auch von uns gefangen wurde, Metrioptera bicolor (DEMPEWOLFF 1964) und Cicadetta montana (DEMPEWOLFF 1964, MÜLLER,P.1960). Lediglich aufgrund des Fehlens des auf allen Wiesen und Feldern, also auf fast allen offenen mesophilen Standorten häufigsten Carabiden Pterostichus vulgaris (vgl. KIRCHNER,H.1960, STEIN 1965) und dem Auftreten einiger schwach thermo- oder xerophiler Arten läßt sich der Schenkelsberg auch bezüglich der Fauna der Bodenoberfläche als schwach xerothermophil erkennen. Die Unberührtheit des Gebietes, also der fast völlig geschwundene anthropogene Einfluß, läßt sich jedoch nicht nur durch das Fehlen von Pterostichus vulgaris, sondern auch durch das Vorkommen relativ vieler sehr seltener Arten erkennen. Dennoch bleibt der Gegensatz zwischen der Fauna der Bodenoberfläche und der Fauna der Kraut- und Strauchschicht bestehen. Insgesamt scheint die Bodenoberflächenfauna (zumindest bei den Coleopteren) relativ stabil in ihrer Zusammensetzung zu sein, da echte Sukzessionsindikatoren fehlen. Da alle drei Standorte relativ ähnlich sind, können auch Charakterarten für den gesamten Schenkelsberg genannt werden. Es sind Drusilla canaliculata, Platydracus stercorarius, Ocypus ophthalmicus, Onthophagus ovatus und Quedius nigrocoeruleus.

4.2.5. Zusammenfassung

Die drei Standorte von Winningen sind in keiner Weise mit den übrigen Untersuchungsgebieten zu vergleichen. Dies ist nicht darauf zurückzuführen, daß hier insgesamt das extremste Mikroklima zu verzeichnen war, sondern auf die starke anthropogene Belastung, die sich durch Insek-

tizidbespritzungen und Mineraldüngung bemerkbar macht. Charakterarten dieses belasteten Standortes sind demnach auch Ubiquisten beziehungsweise "Fast-Ubiquisten", wie Tachyporus hypnorum und Cryptophagus scanicus. Daneben finden sich aber trotz dieser hohen Belastung noch zwei Carabiden in relativ hoher Abundanz, von denen der eine, Harpalus atratus, anscheinend gegen Düngung empfindlicher ist als Harpalus honestus, da ersterer auf Wi_1 fast völlig verschwindet. Extrem xerothermophile Arten, wie sie im Moseltal auf diesen Stellen zu erwarten wären, fehlen völlig. Indikatoren für die zukünftige Vegetationsentwicklung sind ebenfalls nicht zu erkennen, entweder fehlen sie oder sie sind aufgrund ungenügender Kenntnis der ökologischen Valenz der Arten beziehungsweise ihres Präferenzbiotops nicht als solche zu erkennen.

Sowohl der Hammels- als auch der Koppenachberg weisen jeweils einen extremen Standort gegenüber zwei mesophileren auf. Mo_2 zeigt mit der in relativ hoher Abundanz vorkommenden stark xerothermophilen Differentialart Xantholinus semirufus ein ganz am Anfang stehendes Sukzessionsstadium. Am Koppenachberg lassen sich aufgrund Indikatorarten am besten die einzelnen Sukzessionsstadien erkennen und ihre Richtung vorhersagen. Das relativ starke Auftreten von Ocypus olens auf allen drei Standorten gibt die generelle Richtung Wald an. Während das Wuchspotential von Mo_3 durch Carabus coriaceus als relativ thermophile Waldgesellschaft gekennzeichnet wird, verdeutlicht die höhere Abundanz von Abax ater und Pterostichus madidus das Endstadium dieser Sukzessionsfolge als gegenüber dem Hammelsberg mesophilere Waldgesellschaft.

Während am Koppenachberg alle drei Standorte bezüglich ihrer Vegetationsentwicklung relativ weit auseinander liegen, ist zwischen Ha_1 und Ha_2 kaum ein Unterschied festzustellen. Ha_3 weist zwar ein viel wärmeres Mikroklima auf als Mo_2, doch ist dieser Standort erstens feuchter, was durch die relativ hohe Abundanz von Carabus auratus unterstrichen wird, und zweitens als "unnatürlicher"

zu betrachten, da ein hoher Anteil von Belastungen gegenüber unempfindlichen Arten, wie Tachyporus hypnorum und Opatrum sabulosum, zu verzeichnen ist. Durch die hohe Bodentemperatur ist hier aber der Optimalstandort für Asida sabulosa und, wenn auch in geringerem Maße, für Callistus lunatus, beides xerothermophile Arten. Allein schon die hohe Artenzahl verdeutlicht, daß es sich nicht um einen Extremstandort in jeder Beziehung handelt. Von einem xerothermen Extremstandort im Moseltal ist zu erwarten, daß in den oberen Dominanzklassen ein weit höherer Anteil xerothermophiler Arten zu verzeichnen ist, was man nun von der häufigsten Art, Liparus coronatus, nicht behaupten kann. Ha_3 ist demnach zwar wärmer als Mo_2, aber auch feuchter und stellt insgesamt gegenüber Mo_2 ein fortgeschritteneres Sukzessionsstadium dar. Demgegenüber sind Ha_1 und Ha_2 mehr mit Mo_3 als mit Mo_1 zu vergleichen, bedingt durch das häufigere Auftreten von Carabus coriaceus gegenüber Abax ater, Epipolaeus caliginosus etc. Dies würde bedeuten, daß die nächsten Sukzessionsstadien auf dem Hammelsberg thermophilere Waldgesellschaften als auf dem Koppenachberg sind, daß letzterer jedoch noch längere Zeit xerotherme Inseln beherbergt.

Im Gegensatz zu Hammels- und Koppenachberg sind die einzelnen Standorte des Schenkelsberges untereinander sehr ähnlich. Echte Sukzessionsindikatoren fehlen völlig oder sind aufgrund ungenügender Kenntnis der ökologischen Valenz nicht als solche zu erkennen. Es fehlen aber auch xerothermophile Arten fast völlig, nur sehr wenige treten als Rezedente oder Subrezedente auf. Dies steht in deutlichem Widerspruch zu der Fauna der Kraut- und Strauchschicht, wo stark xero- und thermophile Arten in größerer Abundanz vorhanden sind. Die Fauna der Bodenoberfläche ist als relativ stabil zu bezeichnen, da hauptsächlich mesophile Arten ohne Sukzessionsindikatoren gleich welcher Richtung zu verzeichnen sind.

Wie schon eingangs erwähnt, ist die Fauna der Brachflächen bei Winningen nicht mit den übrigen Gebieten

zu vergleichen. Doch auch zwischen Hammels-, Koppenach- und Schenkelsberg ist es nicht möglich, eine für alle drei Gebiete gemeinsam charakteristische Biozönose zu erstellen. Dies ist noch nicht einmal möglich zwischen Hammels- und Koppenachberg, trotz der nur geringen räumlichen Entfernung und ihre gemeinsame Lage im Moseltal. Dies deutet darauf hin, daß es keine für den Saar-Mose-Raum charakteristischen, auf die gleiche Ursache zurückführbaren "Trockenhänge" gibt.

4.3. Diversitätsuntersuchungen

4.3.1. Vorbemerkung

Die hier aufgestellten Theorien sind als Eingangsgröße für die folgenden Kapitel zu verstehen. Ihre Anwendungsberechtigung wird in der Diskussion besprochen.

Die zeitlichen Veränderungen jedes Systems gehen in die Richtung größerer Konstanz der Zahl und der Anordnung der Einheiten. Diese Konstanz kann als Stabilität bezeichnet werden (MARGALEF 1968). Man kann jedoch bei Ökosystemen unter Stabilität auch die Fähigkeit verstehen, unter sich ändernden Umweltbedingungen konstant zu bleiben. Im ersten Fall erlangt das System aus sich selbst heraus ein festes, unerschütterliches Stadium unter konstanten Umweltbedingungen, im zweiten Fall besitzt das System eine größere Widerstandskraft gegenüber Veränderungen der Umwelt (MARGALEF 1968)(vgl. auch "autogenic" und "allogenic" succession von TANSLEY 1935). Theoretisch können diese Unterschiede zwar gemacht werden, doch scheinen in der Natur beide Möglichkeiten parallel verwirklicht zu sein, so daß nicht zwischen zwei Stabilitätsformen unterschieden werden muß. Grundsätzlich läßt sich nach ASHBY's (1956) Gesetz der "requisite variety" (erforderliche Vielfalt) kybernetischer Systeme folgern, daß ein

System mit größerer Diversität weniger Fluktuationen unterliegt. H_S mit den Variablen Art und Individuum kann demnach als Maß für die Stabilität der untersuchten Biozönosen angesehen werden.

Für manche Fragestellungen erscheint es angebracht, die beiden in (1) vereinigten Gegebenheiten n und J getrennt zu betrachten, da nicht unbedingt vorausgesetzt werden kann, daß beide Variablen von verschiedenen Umweltfaktoren in gleicher Weise betroffen werden. Außerdem ermöglicht eine solche Analyse den Rückschluß, auf welche Hauptfaktoren hohe oder niedrige H_S-Werte zurückzuführen sind. So konnten z.B. LLOYD,INGER & KING (1968) zeigen, daß die bodenbewohnende Herpetofauna in Borneos Regenwald zwar sehr hohes H_S, jedoch nur geringes J_S aufweist, was darauf hindeutet, daß die abiotischen Verhältnisse am Regenwaldboden (in diesem Fall bedingt durch die Stärke der Regenfälle) nicht so stabil sind wie bisher angenommen.

H_S gibt Auskunft über die Stabilität der untersuchten Biozönose in Bezug auf Arten z a h l und/oder "species evenness". H_S läßt keine Rückschlüsse auf zu erwartende Veränderungen der Arten z u s a m m e n s e t z u n g zu. H_V verdeutlicht den Grad der Stabilität bezüglich Verbreitungstypenzahl und/oder "Verbreitungstypen-evenness". Eine durch niedrigen J_V-Wert zu erwartende Umverteilung der Arten auf die Verbreitungstypen kann aber nur über einen Arten a u s t a u s c h erfolgen. Niedriger H_V-Wert kann auch durch geringe Verbreitungstypenzahl bedingt sein. Da jedoch eine weit geringere Anzahl solcher Typen zur Verfügung steht als von Arten, wird H_V im wesentlichen durch J_V erklärt, falls die Verbreitungstypenzahl nicht auffallend gering ist. Das gleiche gilt für H_S, das als Maß für die Stabilität der Individuenverteilung verstanden werden kann, sofern die Artenzahl im Vergleich zu den übrigen Standorten nicht deutlich kleiner ist. H_V ist dann als Maß für die Stabilität der Artenzusammensetzung ohne Berücksichtigung der Individuenzahlen zu

sehen.

Wie Abb.5 zu entnehmen ist, besteht die Tendenz zu höheren H_s-Werten bei zunehmender Artenzahl in weit größerem Maße als bei zunehmender "species evenness". Keinesfalls kann jedoch der teilweise geäußerten Vermutung zugestimmt werden, daß J_s für die gleichen Tiergruppen in ähnlichen Biotopen relativ konstant sei (vgl. TRAMER 1969). Abb.5 zeigt deutlich, daß für Rückschlüsse auf die Stabilität der Standorte sowohl n als auch J_s berücksichtigt werden müssen. Direkte Vergleiche der verschiedenen J_s-Werte sind nur bei fast gleicher Artenzahl möglich.

4.3.2. Arten-Diversität

4.3.2.1. Weinberg bei Winningen

Die H_s-Werte aller drei Standorte von Winningen finden sich am Ende der Werte der übrigen Gebiete (Tab.23). Während die H_s-Werte dieser übrigen Gebiete relativ dicht beieinander liegen, ist zwischen diesen und den Werten der Weinbergstandorte eine deutliche Differenz zu verzeichnen. Dies liegt vor allem in der Tatsache begründet, daß hier die weitaus wenigsten Arten vorkommen. Als zweites kommt hinzu, daß die Dominanzkurve im vorderen Bereich stark ansteigt, d.h. es ist eine hohe Dominanz von wenigen Arten zu verzeichnen (vgl. Abb.4). Dies ist besonders auffällig bei Wi_1, der auch trotz der höchsten Artenzahl die niedrigste Diversität zeigt. Während Wi_2 und Wi_3 zwar ebenfalls durch die Hubschrauberspritzungen betroffen sind, grenzt Wi_1 direkt an eine genutzte Weinbergterrasse und ist dementsprechend durch die Düngung mehr belastet als die beiden anderen. So erklärt sich der Diversitätsunterschied zwischen Wi_1 und Wi_2/Wi_3 (vgl. 4.2.1.).

Betrachtet man die J-Werte (Tab.24), so ist auch hier

festzustellen, daß sie am Ende der Skala liegen; nur Ha_3 ist noch damit vergleichbar. Während aber Wi_2 und Wi_3 sich nur gering gegen die übrigen J-Werte absetzen, ist auch hier Wi_1 mit deutlichem Abstand am Ende zu finden. Dies bedeutet, daß Wi_1 bezüglich der Individuenverteilung dem stärksten Wechsel unterliegt, also die geringste Stabilität zeigt. Besonders werden sich die Dominanzverhältnisse ändern, nicht so sehr die Artenzahlen. Es werden immer einige rezedente und subrezedente Arten neu hinzukommen, die dann die Belastung nicht aushalten und wieder verschwinden. Zum anderen werden sich aber die dominanten Arten mehr angleichen, als dies in dem kurzen Zeitraum von etwa zehn Jahren bisher möglich war. Dies gilt natürlich nur, wenn sich die Belastungsverhältnisse nicht ändern. Über die Entwicklung dieses Standortes bei geänderten Umweltverhältnissen geben die Diversitätsformeln keinen Aufschluß.

Auch die Diversität von Wi_{1-3} ist die niedrigste von allen vier Untersuchungsgebieten. Wie schon bei den Einzelstandorten ist hier die sehr geringe Artenzahl in Verbindung mit hoher Dominanz weniger Arten entscheidend. Beide Einzelfaktoren, n und J_s, sind gleichermaßen an diesem niedrigen Wert beteiligt. Dies liegt in der sehr hohen Belastung begründet, die nun nicht durch das extreme Mikroklima gegeben sein kann, da sich sonst auch z.B. Ha_3 durch ähnliche Diversität auszeichnen würde. Die niedrigen H_s-Werte von Winningen sind demnach ausschließlich auf die im Vergleich zu den anderen untersuchten Gebieten stärkere anthropogene Belastung zurückzuführen. Der im Vergleich zu Hammels-, Koppenach- und Schenkelsberg viel niedrigere J-Wert zeigt deutlich die "Unnatürlichkeit" dieses Standortes, gleichzeitig aber auch die "Unvollkommenheit", d.h. der noch weite Abstand bis zum Klimaxstadium. Bei gleichbleibenden Bedingungen wird die Diversität steigen. Dies kann auf drei Wegen geschehen: a) Vermehrung der Artenzahl bei gleichzeitiger gleichmäßigerer Verteilung der Individuen, b) sehr starke Vermehrung

der Artenzahl bei gleichbleibenden Dominanzverhältnissen, c) gleichbleibende Artenzahl bei ausgeglicheneren Dominanzverhältnissen. Punkt b) scheidet von vornherein aus, da immer nur sehr wenige Arten diese Belastungen aushalten können. Punkt a) scheidet ebenfalls aus, da eine Vermehrung der Artenzahl nur auf eine Zunahme von rezedenten und subrezedenten Arten hinausliefe (weil die unempfindlichen Arten, die als einzige hier hohe Dominanz erreichen können, schon vorhanden sind), was die Dominanzverhältnisse praktisch nicht verbessern würde.
Demnach bleibt als wahrscheinlichste Entwicklung, daß das Verhältnis der dominanten und subdominanten Arten zueinander ausgeglichener wird. Dieses Beispiel zeigt also, daß zehn Jahre nicht ausreichen, um einen stabilen Zustand bezüglich der Individuenverteilung zu erreichen (unter der Voraussetzung, daß über die ganzen zehn Jahre die gleichen Belastungen herrschten, was angenommen werden kann). Auch nach Erreichen eines höheren J-Wertes wird bei fortdauernder Belastung H_s immer noch niedriger als bei den anderen Gebieten sein (da n nur unwesentlich vergrößert werden kann) und somit die Gesamtstabilität der untersuchten Biozönose entsprechend geringer.

4.3.2.2. Hammelsberg bei Perl

Während $H_s(Ha_1)$ und $H_s(Ha_2)$ relativ dicht beieinander liegen, fällt $H_s(Ha_3)$ deutlich dagegen nach unten ab (Tab.23). Trotz höchster Artenzahl dieser drei Standorte weist Ha_3 also die geringste Diversität auf. Dies liegt darin begründet, daß weder auf Ha_1 noch auf Ha_2 eine Art in so hohem Maße dominiert wie auf Ha_3. Somit ist Ha_3 sowohl durch die niedrige Diversität bei hoher Artenzahl als auch durch das Mikroklima als Extremstandort ausgezeichnet. Während der J_s-Wert von Ha_3 zwischen den Werten von Wi_2 und Wi_3 liegt und damit als ausgesprochen

niedrig anzusehen ist, führt $J_s(Ha_1)$ sogar die Skala aller Standorte aller Untersuchungsgebiete an (Tab.24). Dies bedeutet, daß Ha_1, und in gewissem Maße auch Ha_2, als relativ stabile Standorte anzusprechen sind, während Ha_3 ausgesprochen instabil ist. Da die Artenzahlen der drei Standorte nur wenig differieren, können die J-Werte als ausschlaggebend für H_s angesehen werden. Damit bleiben also die Abundanzverhältnisse auf Ha_2 und besonders Ha_1 ziemlich konstant, während auf Ha_3 Veränderungen zu erwarten sind und zwar in der Weise, daß die Dominanzkurve flacher wird, d.h. sich den Verhältnissen auf Ha_1 und Ha_2 angleicht. Somit ist Ha_3 als Vorstufe einer Sukzession in Richtung Ha_1 anzusehen. Damit wäre schon der Beweis erbracht, daß es sich bei dem xerothermen Standort Ha_3 nicht um einen "natürlichen" Standort handelt, da dieser stabil wäre und keine oder nur geringe Neigung zur Sukzession erkennen ließe. Die Abflachung der Dominanzkurve läuft dann über eine Abnahme der nur hier häufigen Arten, besonders Asida sabulosa und Liparus coronatus.

Betrachtet man den Hammelsberg als Gesamtheit, so ist zwar festzustellen, daß seine Diversität weit höher als die von Winningen ist, jedoch deutlich gegenüber Mo_{1-3} und Mi_{1-3} abgesetzt ist. Geringere Diversität bei gleichem Artenangebot bedeutet geringere Zahl an ökologischen Nischen oder Vorhandensein weniger, jedoch mehrere Nischen besetzt haltender Arten in hoher Abundanz. Dieser Schluß kann hier jedoch nicht unbedingt gezogen werden, da es nicht ganz richtig ist, den Hammelsberg als Einheit abzuhandeln, da seine Einzelstandorte große Unterschiede aufweisen, besonders bezüglich des J-Wertes. Daher muß man den Hammelsberg als Gebiet ansehen, in dem Extremstandorte xerothermen Arten erlauben, hohe Dominanzwerte zu erreichen, bei gleichzeitigem Zurückdrängen dort kaum mehr existieren könnender mesophiler Arten, und als Gebiet, in dem Standorte mit ausgeglicheneren Verhältnissen vorherrschen. Die geringe Stabilität dieser Extremstandorte drückt auch die H_s- und J_s-Werte der überwiegenden anderen Flächen

bei Berechnung von $H_s(Ha_{1-3})$.

4.3.2.3. Koppenachberg bei Montenach

Mo_3 zeigt die höchste Diversität von allen untersuchten Standorten aller Gebiete, Mo_1 nimmt eine Mittelstellung ein, während Mo_2 die niedrigste Diversität neben den Flächen von Winningen besitzt (Tab.23). Hier sind also ähnlich wie beim Hammelsberg starke Unterschiede zu verzeichnen. Die hohe Artenvielfalt von Mo_3 ist hauptsächlich auf die sehr hohe Artenzahl dieses Standortes zurückzuführen, ohne daß eine Art einen zu großen Dominanzgrad erreicht. Umgekehrt erklärt sich die niedrige Diversität von Mo_2 durch die geringe Artenzahl bei gleichzeitig hohen Dominanzwerten einiger Arten. Ähnlich liegen auch die Verhältnisse bei den J_s-Werten (Tab.24). Auch hier besitzt Mo_3 einen höheren Wert als Mo_2 und Mo_1 nimmt eine Mittelstellung ein. Zwar ist mikroklimatisch Mo_3 als gemäßigter Extremstandort anzusehen, doch steht Mo_2 hierin kaum nach, während Mo_1 das ausgeglichenste Mikroklima besitzt. Der sehr kurzrasige Standort Mo_2 weist also auch die geringste "species evenness" auf. Hier sind in den oberen Dominanzklassen neben rein xerothermophilen Elementen auch euryökere, oft trockenpräferente Feldarten zu finden, die allein hier in hoher Individuenzahl existieren können. Mo_3 mit sehr hoher Diversität bei gleichzeitig hoher Ausgeglichenheit der Dominanzverhältnisse bietet weit mehr Arten unterschiedlichster ökologischer Valenz eine Existenzmöglichkeit als aus den Ergebnissen der Mikroklimauntersuchungen zu erwarten wäre.

Insgesamt gesehen weist der Koppenachberg die höchste Diversität von allen vier Untersuchungsgebieten auf. Dies ist insbesondere auf die unterschiedliche Artenzusammensetzung der drei Einzelstandorte zurückzuführen. Vor allem Mo_2 besitzt in den oberen Dominanzklassen Arten,

die auf den beiden anderen Standorten nicht vertreten sind. Eine hohe Artenmannigfaltigkeit bedeutet hier viele ökologische Nischen, die von extrem xerotherm bis fast hygrophil reichen. Mit dem höchsten J_s-Wert aller Untersuchungsgebiete bei fast gleicher Artenzahl wie Mi_{1-3} und Ha_{1-3} weist Mo_{1-3} auch die höchste Stabilität bezüglich der Dominanzverhältnisse auf. Die hohe Diversität deutet auf große Stabilität der Artenzahl und der Dominanzverhältnisse hin. Indirekt kann man daraus auf eine relativ gleichbleibende Artenzusammensetzung schließen - allerdings nur, wenn man das Artenpotential des gesamten Koppenachberges betrachtet. Dies bedeutet, daß die unbestreitbar stattfindende Sukzession (vgl. die H_s- und J_s-Unterschiede zwischen den einzelnen Standorten!) nicht soweit geht, daß alle Arten eines Ökotyps vom Koppenachberg (als Gesamtheit gesehen) verschwinden werden. In diesem Fall heißt das, daß sich der Koppenachberg in absehbarer Zeit nicht z.B. zu einem Fagetum entwickelt, in dem die thermophilen Elemente, die jetzt in großer Zahl vorkommen, unterliegen müßten. Im Vergleich zu den übrigen Gebieten bleibt also der Koppenachberg am längsten in einem xerothermen Zustand. Allerdings ist dieser Ausdruck "xerotherm" relativ zu den übrigen Gebieten zu sehen, da der hohe Anteil an Waldindikatoren darauf hinweist, daß es sich nicht um einen "natürlichen" xerothermen Standort handelt.

4.3.2.4. Schenkelsberg bei Mimbach

Obwohl Mi_2 und Mi_3 eine geringere Artenzahl als z.B. Ha_3 oder Mo_1 aufweisen, liegt ihr H_s-Wert über dem Wert dieser beiden Standorte (Tab.23). Mi_1 mit einer Mo_3 vergleichbaren Artenzahl, besitzt auch neben diesem die höchste Arten-Diversität. Doch auch die H_s-Werte von Mi_2 und Mi_3 liegen noch höher als $H_s(Ha_3)$, $H_s(Mo_2)$ und $H_s(Mo_1)$.

An keinem Standort des Schenkelsberges übernimmt eine Art die absolute Dominanz, d.h. auf allen drei Flächen sind ausgesprochen flache Dominanzkurven zu verzeichnen, denen hier eine größere Bedeutung zukommt als den Artenzahlen. Die Unterschiede zwischen den einzelnen Flächen sind nicht so groß wie am Hammels- oder Koppenachberg. Damit ist der Schenkelsberg als relativ gleichförmiger Biotop gekennzeichnet. Die Unterschiede sowohl bei den H_s-Werten wie auch bei den J_s-Werten (vgl. Tab.24) sind zwischen Mi_2 und Mi_3 zu gering, um hier nun von einer Sukzession in eine bestimmte Richtung zu sprechen. Man muß also Mi_2 und Mi_3 als Einheit gegenüber Mi_1 sehen. Hier ist nun auffallend, daß Mi_1 zwar die höchste Diversität aller drei Standorte besitzt, aber im J_s-Wert deutlich gegen Mi_2 und Mi_3 abfällt. Dies bedeutet, daß zwar Mi_1 die für diesen Standort maximal mögliche Artenzahl ungefähr erreicht hat, daß sich jedoch die Dominanzverhältnisse noch ändern werden und zwar in weit größerem Maße als auf Mi_2 und Mi_3. Bei diesen beiden Flächen ist dafür aber noch eine Vermehrung der Artenzahl zu erwarten. Damit ist folgende Sukzession festzustellen: Über eine Vermehrung der Artenzahl bei etwa gleichbleibenden Dominanzverhältnissen (zur Zeit repräsentiert durch den durch hohe Evaporation ausgezeichneten Standort Mi_2 und Mi_3 mit der höchsten Boden- und bodennahen Temperatur) verläuft die Entwicklung über ein Stadium mit hoher Artenzahl und ausgeglicheneren Dominanzverhältnissen (repräsentiert durch Mi_1, das eine etwas andere Pflanzengesellschaft aufweist als Mi_3) zu einem Stadium mit deutlich geänderten Dominanzverhältnissen. Die Sukzession vom ersten Stadium (Mi_2 und Mi_3) zum zweiten Stadium (Mi_1) verläuft kaum schneller als die daran anschließende Entwicklung, begründet durch die nur schwach geringere Stabilität von Mi_2 und Mi_3. Vermutlich ist die weitere Entwicklung durch ein Zurückdrängen von Drusilla canaliculata und Onthophagus ovatus gekennzeichnet.

Betrachtet man den Schenkelsberg als Gesamtheit, so

ist auffallend, daß er trotz des oben Gesagten eine niedrigere Diversität als der Koppenachberg aufweist. Dies liegt vor allem darin begründet, daß letzterer viele sehr unterschiedliche Kleinlebensräume besitzt und damit auch sehr unterschiedliche Artenzusammensetzungen auf den einzelnen Standorten, die die Diversität des gesamten Koppenachberges heben. Die Standorte des Schenkelsberges sind in ihrem Artenbestand dagegen weit ähnlicher, wodurch $H_s(Mi_{1-3})$ etwas niedriger als $H_s(Mo_{1-3})$ wird. Allerdings liegen die Werte so nahe beieinander, daß man sie als etwa gleich bezeichnen kann. Das gleiche gilt auch für J_s. Damit ist der Schenkelsberg als Standort mit hoher Arten-Diversität, d.h. hoher Stabilität, besonders aufgrund hoher J_s-Werte (vor allem bedingt durch das Überwiegen der Kleinbiotope, die Mi_2 und Mi_3 entsprechen) ausgezeichnet.

4.3.2.5. Zusammenfassung

Es ist deutlich zu sehen, daß Wi_{1-3} mit allen drei Standorten die weitaus höchsten H_{diff}-Werte aufweist (Tab.25). Daß Winningen mit dem Schenkelsberg nur eine Art gemeinsam hat, erklärt sich aus der unterschiedlichen Lage der beiden Gebiete in zwei völlig verschiedenen Faunengebieten. Allerdings läge H_{diff}(Wi-Mi) sicher niedriger, wenn Wi_{1-3} nicht insofern einen Extremstandort darstellen würde, als hier enorme anthropogene Belastung auftritt, die am Schenkels- wie auch am Hammels- oder Koppenachberg nicht oder nicht in dieser Weise vorhanden ist. Hammels- und Koppenachberg liegen wie Winningen im Moseltal und zeigen demnach geringere Unterschiede. Dennoch ist auch hier der Wert sehr hoch, was wiederum auf den Faktor Belastung zurückzuführen ist. Ha_{1-3} zeigt deshalb geringere Differenz zu Wi_{1-3} als Mo_{1-3}, weil beiden Opatrum sabulosum als überall an trockenen Orten vorkom-

mende Art in relativ hoher Abundanz gemeinsam ist. Es ist naheliegend, daß, wie es auch die Skala zeigt, Hammels- und Koppenachberg die geringsten Unterschiede in der Artenzusammensetzung aufweisen. Beide liegen rein räumlich gesehen so dicht beieinander, daß ein anderes Ergebnis kaum zu erwarten wäre. Interessant ist allerdings, daß der Schenkels- und der Koppenachberg größere Gemeinsamkeit besitzen als Hammels- und Schenkelsberg. Dennoch sollte man sich hier vor einer Überbewertung hüten, da beide Werte doch ziemlich dicht zusammen liegen. Aus diesem Grund sollen hieraus keine Schlußfolgerungen gezogen werden. Auffallend ist, daß selbst H_{diff}(Mo-Ha) noch sehr hoch ist. Die Gemeinsamkeit beträgt weniger als 50%. Dies liegt vor allem darin begründet, daß die am Hammelsberg in hoher Dominanz erscheinenden Arten Liparus coronatus, Asida sabulosa und Drusilla canaliculata am Koppenachberg fehlen oder nur in sehr geringer Abundanz auftreten. Hier kommt also besonders zum Tragen, daß der Hammelsberg mit Ha_3, auf dem Liparus coronatus und Asida sabulosa die höchsten Dominanzwerte erreichen, einen sehr extremen Standort aufzuweisen hat, der dementsprechend auch Arten enthält, die auf dem Koppenachberg fehlen müssen beziehungsweise stark zurücktreten, da dieser mit Mo_2 zwar ebenfalls einen Extremstandort, jedoch völlig anderer Art enthält.

Die geringe Diversität in Winningen ist ausschließlich der starken anthropogenen Belastung zuzuschreiben, nicht dem extremen Mikroklima. Die geringe "species evenness" beruht hier auf der noch sehr kurzen Zeit (zehn Jahre), die nicht ausreichte, ein Einpendeln der Abundanzen zu ermöglichen. Doch auch nach genügend langer Zeit wird vermutlich die Diversität geringer sein als auf den übrigen Gebieten, da der Faktor Belastung die H_s-Werte drückt. Der Schenkelsberg ist im Gegensatz zu Hammels- und Koppenachberg ein relativ gleichförmiger Biotop. Zwar lassen sich auch hier Sukzessionsstadien erkennen und vorhersagen, doch sind die Unterschiede zwischen den einzelnen

Standorten weit geringer als am Hammels- oder Koppenachberg. Der Hammelsberg hat den extremsten, d.h. klimatisch und bezüglich des J_s-Wertes extremsten Standort von diesen drei Gebieten aufzuweisen, während Mo_2 durch H_s (zusammengesetzt aus sehr niedriger Artenzahl bei gleichzeitig niedrigem J_s) als insgesamt extremster Standort angesehen werden muß. Gleichzeitig ist aber auf Ha_3 auch die Stabilität gering, besonders bedingt durch den niedrigsten J_s-Wert dieser drei Gebiete. Dies zeigt, daß solche Biotope (Ha_3 und Mo_2) in diesem Gebiet nicht ohne Schutzmaßnahmen erhalten bleiben. Auf "natürlichem" Wege ist eine sehr schnelle Sukzession in Richtung Ha_1 unter Verlust beziehungsweise starkem Zurückdrängen xerothermer Organismen zu erwarten. Der Blies-Gau enthält eine zum Moseltal sehr unterschiedliche Fauna. Hierbei ist aber zu berücksichtigen, daß diese Unterschiede relativ gesehen nicht so groß sind, wenn man bedenkt, daß selbst Hammels- und Koppenachberg nur eine Übereinstimmung von weniger als 50% besitzen. Ein Vergleich der H_s-Werte zeigt, daß nicht unbedingt die Entwicklung der mesophileren Standorte zu Wald im klimatisch begünstigteren Moseltal langsamer verlaufen muß als im Muschelkalkgebiet des südöstlichen Saarlandes. Es bleibt natürlich noch die Frage offen, ob die nachfolgenden Sukzessionsstadien wirklich Wald i.w.S. darstellen oder ob die auch jetzt noch xerothermen Standorte lediglich einen mesophileren Charakter annehmen. Diese Frage kann nur über Indikatororganismen geklärt werden. Festzuhalten bleibt aber, daß am Schenkelsberg der Übergang von den dort xerothermen Standorten zu den mesophileren langsamer erfolgt als am Hammelsberg.

4.3.3. Verbreitungstypen-Diversität

4.3.3.1. Weinberg bei Winningen

Unter den sechs häufigsten Arten befinden sich 1 Kosmopolit, 2 Paläarkten und 2 Arten mit dem fast paläarktischen Verbreitungstyp H, also alles sehr weit verbreitete Arten. Läßt man die Abundanz außer Betracht, so steht der Typ K (Paläarkten und Holarkten) mit fast 43% aller Arten weit an der Spitze, gefolgt von H mit 14% (Tab.26). Da diese weitverbreiteten Tiere fast immer auch ein sehr großes ökologisches Spektrum besitzen, kann man daraus schließen, daß an diesem Standort Bedingungen herrschen, die stenöken Tieren oder auch nur Kulturflüchtern kaum eine Existenz ermöglichen. Der Standort ist im wesentlichen besiedelt von Arten, die Extreme nach allen Seiten tolerieren können. Nun ist dieser Standort in mehrerer Hinsicht starken Belastungen ausgesetzt. Die den Boden bedeckenden Schiefer erhitzen sich tagsüber auf Extremtemperaturen (vgl. 3.4.1.), geben nachts diese Wärme aber sehr schnell wieder ab, so daß starke Temperaturschwankungen zu verzeichnen sind. Durch die Hubschrauberspritzungen werden die empfindlicheren Arten jährlich abgetötet, so daß nur extrem resistente Arten überleben können. Auch die Düngung des Gebietes, die starke pH-Schwankungen des Bodens zur Folge hat, fordert von den Arten große ökologische Valenz. Überhaupt kommen auf diesen brachliegenden Weinbergterrassen nur sehr wenige Verbreitungstypen vor. Arten mit Verbreitungsschwerpunkt im Mediterrangebiet fehlen bis auf zwei immer neu von den unbelasteten Gebieten des Moseltales einfliegenden Chrysomeliden, die man als holomediterran bezeichnen könnte, was auch schon auf größere ökologische Valenz hindeutet. Nur Harpalus atratus, eine hauptsächlich in Südeuropa verbreitete Art, erreicht sehr hohe Abundanzwerte. Durch ihn wird einerseits die sehr hohe Wärme dieses Standortes unterstrichen, andererseits zeigt es auch, daß Harpalus atratus

Belastungen gegenüber nicht empfindlich ist. Das Fehlen jeder seltenen Art, das Vorherrschen sehr weit verbreiteter Arten, das dominante Auftreten eines Vertreters des Verbreitungstyps E_1 und die sehr geringe Anzahl von Verbreitungstypen insgesamt charakterisieren diesen Standort aufgrund der Verbreitungstypen.

Der geringe H_v-Wert ist sowohl auf das Vorherrschen eines Verbreitungstyps (K)(besonders auf Wi_1) als auch auf die geringe Anzahl an Typen zurückzuführen (Tab.30). Geringe Vielfalt der Verbreitungstypen deutet damit Standorte mit extremen Bedingungen gleich welcher Art an. Wi_1 mit den höchsten Temperaturen, der höchsten Evaporation und dem geringsten pH-Wert von allen Flächen aller Untersuchungsgebiete weist auch mit Abstand die geringste Verbreitungstypen-Diversität auf. Dagegen ist zwischen Wi_2 und Wi_3, die sowohl bezüglich des Mikroklimas als auch des pH-Wertes deutlich voneinander abgegrenzt sind, kein wesentlicher Unterschied bei den H_v-Werten festzustellen. Beiden letzteren Standorten ist jedoch eine geringere Belastung von Seiten der Düngung gegenüber Wi_1 gemeinsam, da sie relativ geschützt inmitten weiterer brachliegender Terrassen liegen und durch Felsvorsprünge von den genutzten Terrassen getrennt sind, wogegen Wi_1 direkt an einen kultivierten Teil des Weinberges grenzt. Was also die Vielfalt der Verbreitungstypen betrifft, scheint zwischen den drei belasteten Flächen nicht die Temperatur, sondern die Düngung den am meisten reduzierenden Einfluß zu haben.

Der J_v-Wert von Wi_{1-3} ist der niedrigste von allen Untersuchungsgebieten (Tab.31). Allerdings liegt er nicht sehr viel niedriger als $J_v(Mo_{1-3})$, wogegen diese beiden gegen $J_v(Ha_{1-3})$ und $J_v(Mi_{1-3})$ deutlich abgesetzt sind. Mit 0.86 liegt der Wert aber immer noch sehr hoch. Wenn auch die geringe Zahl an Verbreitungstypen den Ausschlag für den niedrigen H_v-Wert gibt, bedeutet dies dennoch, daß in Winningen bezüglich der Dominanzverhältnisse der Verbreitungstypen die im Vergleich zu den übrigen Gebieten größten Veränderungen zu erwarten sind. Vermutlich

werden diese Veränderungen auf eine Angleichung besonders der Typen K, H und L hinauslaufen. Es erscheint unwahrscheinlich anzunehmen, daß noch mehr unempfindliche Tiere des Typs E_1 oder ähnlicher Typen die Dominanzkurve ausgleichen können oder daß Repräsentanten neuer Typen hinzukommen, was ebenfalls H_v heben würde. $J_v(Wi_3)$ und besonders $J_v(Wi_2)$ sind so hoch, daß das geringe $J_v(Wi_{1-3})$ ausschließlich auf $J_v(Wi_1)$ zurückgeführt werden muß. Außerdem scheinen diese relativ hohen Werte eine große Stabilität dieser beiden Standorte trotz dieser geringen Verbreitungstypenzahl zu implizieren, d.h. diese Standorte wären durch die vorhandenen Typen bei der gegebenen Belastung gesättigt.

4.3.3.2. Hammelsberg bei Perl

Unter den neun häufigsten Arten befinden sich neben drei weitverbreiteten auch drei Arten mit deutlichem Verbreitungsschwerpunkt in Südwesteuropa beziehungsweise der Apenninen-Halbinsel. Betrachtet man jedoch die Verbreitungstypen aller Arten ohne Berücksichtigung ihrer Abundanz, so stehen hier wie bei Winningen die großräumigen Typen H und K an der Spitze (Tab.27). Auffallend ist das starke Auftreten der sogenannten "montanen" Arten, also Arten des Verbreitungstyps F, was man auf einem xerothermen Südhang nicht unbedingt erwartet hätte. In fast gleicher Stärke treten aber auch die Typen E_1, A, A_1 und D auf, also Arealtypen mit Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa und im gesamten Mittelmeerraum. Die verschiedenen Typen sind über alle drei Untersuchungsflächen fast gleichmäßig verteilt, lediglich der Typ D ist in Ha_3 viel häufiger als auf Ha_1 und Ha_2. Dies deutet schon auf eine Sonderstellung von Ha_3 hin. Hier ist besonders Callistus lunatus zu erwähnen, der auf Ha_1 fehlt und auf Ha_2 nur in einem Exemplar gefunden wurde, auf Ha_3 jedoch in größerer Abundanz vorkommt. Dennoch läßt sich dieser

Standort nicht eindeutig aufgrund des Anteils "südlicher" Elemente von den beiden anderen trennen. Ha_3 enthält 13, Ha_2 11 und Ha_1 12 Arten dieses Verbreitungstyps.

Trotz des extremeren Mikroklimas besitzt Ha_3 mit H_v = 2.2390 sogar die höchste Diversität (Tab.30). Allerdings liegen Ha_1 und Ha_2 nicht stark unter diesem Wert. Im Gegensatz zu Winningen kommt hier zum Tragen, daß keine wesentliche anthropogene Belastung auftritt und damit die wärmeliebenden "südlichen" Elemente an diesem für Mitteleuropa extrem warmen Standort existieren können, zusammen mit den in Extrembiotopen, die dazu noch stark belastet sind, allein vorkommenden, weitverbreiteten Arten (vgl. 4.3.3.1.; in Winningen werden die empfindlicheren südlichen Tiere durch die Belastung verdrängt). So erklärt sich die relativ hohe Verbreitungstypen-Diversität von Ha_3. Betrachtet man den Hammelsberg insgesamt bezüglich des H_v-Wertes, so liegt er zwar deutlich über dem Wert von Winningen, erreicht aber nicht ganz die Werte des Koppenach- oder des Schenkelsberges. Dies bedeutet, daß auf dem Hammelsberg (neben Winningen) die größte Umstrukturierung der Artenzusammensetzung zu erwarten ist, besonders auf Ha_1 und Ha_2, wogegen Ha_3 als relativ stabil angesehen werden muß. Das hohe $J_v(Ha_{1-3})$ zeigt, daß die Entwicklung weniger über einen Austausch der die schon vorhandenen Verbreitungstypen repräsentierenden Arten verlaufen wird, als vielmehr über eine Zunahme von Arten, die neue Verbreitungstypen vertreten (vgl. Tab.31). Dies gilt besonders für Ha_1 und Ha_2, während sich auf Ha_3 wohl nur ein Artenaustausch unter den vorhandenen Typen vollzieht. Diese schwache Sukzession in Richtung Ha_1 und Ha_2 ist vermutlich im wesentlichen durch eine relative Abnahme des Typs D ausgezeichnet, dessen hohe Abundanz das extreme Mikroklima unterstreicht. Der hohe $J_v(Ha_{1-3})$-Wert liegt wahrscheinlich im relativ ausgeglichenen Verhältnis der "südlichen" zu den übrigen Typen begründet.

An besonderen Verbreitungstypen hat der Hammelsberg mehrere Arten aufzuweisen, die zwar relativ weit verbrei-

tet sind, jedoch überall nur sehr selten auftreten. Von Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa sind hier zu nennen Liodes flavicornis, Ocypus globulifer, Quedius invreai und Xantholinus semirufus sowie Atheta testaceipes mit Schwerpunkt in Südwesteuropa. Xantholinus schuleri ist bisher nur aus der Rheinprovinz, dem Elsaß und Baden bekannt. Nur wenige Arten erreichen in diesem Gebiet ihre Verbreitungsgrenze. So ist es auf den ersten Blick etwas verwunderlich, daß auf einem Trockenhang eine Art mit Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa und im südlichen Nordeuropa, Atheta subterranea, hier ihre Südwestgrenze erreicht. Mit Drilus flavescens und Asida sabulosa sind auf dem Hammelsberg zwei Arten vertreten, deren Verbreitungsschwerpunkt in Südwesteuropa liegt und die im Saar-Mosel-Raum ihr nördlichstes Vorkommen haben. Allein das Auftreten dieser beiden Arten läßt den xerothermen Charakter des Hammelsberges im Vergleich zu dem oben gesagten etwas deutlicher erkennen.

4.3.3.3. Koppenachberg bei Montenach

Die sieben häufigsten Arten verteilen sich auf vier mediterrane, zwei weitverbreitete (G und H) und eine mitteleuropäische Art. Von den mediterranen Arten weisen drei einen deutlich atlantischen Charakter auf mit Verbreitungsschwerpunkt auf der Iberischen Halbinsel. Hier ist gegenüber dem Hammelsberg eine relative Zunahme der südlichen Elemente zu verzeichnen unter gleichzeitigem Zurücktreten der weitverbreiteten Tiere. Betrachtet man sich allerdings die Verteilung aller Arten auf die Verbreitungstypen, so steht auch hier der weitverbreitete Typ H mit Abstand an der Spitze (Tab.28). Auffallend ist wiederum das starke Auftreten der "montanen" Arten (Typ F). Insgesamt sind die Abundanzverhältnisse der Verbreitungstypen am Koppenachberg mit denen des Hammelsberges fast

gleich, mit Ausnahme der Verteilung der Typen der obersten Abundanzklassen. Bei einem Vergleich der Verbreitungstypen zwischen den drei Untersuchungsflächen fällt das deutliche Dominieren des Typs H in Mo_1 und Mo_3 auf, während Mo_2 ein deutlich ausgeglicheneres Verhältnis der Typen zueinander zeigt. Die einzelnen Typen sind unter Berücksichtigung der Artenzahlen auf den drei Standorten relativ gleichmäßig verteilt, lediglich der Typ F tritt in Mo_2 deutlich zurück. Diesem Wert liegt nur ein Exemplar von Onthophagus joannae zugrunde, dessen Zugehörigkeit zu Typ F noch nicht gesichert ist. Eventuell zeigt er sogar die gleiche Verbreitung wie Onthophagus ovatus und müßte dann dem Typ E_1 zugerechnet werden. Mo_1 ist demnach gekennzeichnet durch das starke Vorherrschen des Typs H, Mo_2 durch das starke Zurücktreten (oder Verschwinden?) des Typs F und Mo_3 durch die gleichmäßigere Verteilung aller Typen.

Die H_v-Werte von Mo_2 und Mo_3 liegen sehr dicht beieinander, bei Mo_2 bedingt durch eine sehr gleichmäßige Verteilung der Typen, bei Mo_3 durch das Auftreten von mehr Typen, ohne daß jedoch ein Typ absolut vorherrschend wäre (Tab.30). Dies ist der Fall bei Mo_1, weshalb trotz höherer Typenzahl als bei Mo_2 doch eine deutlich niedrigere Diversität zu verzeichnen ist. Der Koppenachberg insgesamt zeigt die höchste Verbreitungstypen-Diversität aller vier Untersuchungsgebiete. Mo_{1-3} weist also im Vergleich zu den übrigen Gebieten die relativ größte Stabilität der Verbreitungstypen auf. Bei höchster Verbreitungstypen-Diversität ist hier der geringste J_v-Wert neben Winningen zu verzeichnen (Tab.31). Dies bedeutet eine geringe zukünftige Veränderung bezüglich der Zahl und der Art der Verbreitungstypen verbunden mit geringerer Stabilität bezüglich der Dominanzverhältnisse. Es ist auffallend, daß Mo_2 eine viel gleichmäßigere Verbreitungstypenverteilung (J_v) zeigt als Mo_1 und besonders Mo_3. Die hohe Stabilität von Mo_2 beruht demnach sowohl auf der Zahl als auch auf der Verteilung der Typen. Dieser Stand-

ort ist aber von den Verbreitungstypen her gekennzeichnet als Standort mit relativ hohem Anteil an "südlichen" Elementen in Verbindung mit dem fast völligen Verschwinden des "montanen" Typs F. Somit ist bezüglich der Verbreitungstypen Mo_2 als der relativ "natürlichste" xerotherme Standort am Koppenachberg zu bezeichnen. Da aber $J_v(Mo_{1-3})$ sehr niedrig liegt, ist zu erwarten, daß sich Mo_2 nicht sehr lange als Insel zwischen den instabileren übrigen Standorten (besonders Mo_1) halten kann, zumal der Koppenachberg keine große Ausdehnung besitzt. Am schnellsten werden sich die Verhältnisse bei den Verbreitungstypen auf Mo_1 ändern, etwas weniger schnell auf Mo_3. Da Mo_1 eine geringere Diversität aufweist als Mo_3 und der prozentuale Anteil an "südlichen" Elementen auf Mo_1 größer ist, wird die Sukzession in Richtung Mo_3 verlaufen. Ist dieses Stadium dann erreicht, wird die Gesamtentwicklung zwar langsamer ablaufen, etwa in der Geschwindigkeit wie Mo_2 zu Mo_1, doch die Umstrukturierung innerhalb der vorhandenen Verbreitungstypen kann durchaus schneller vor sich gehen.

Auf dem Koppenachberg kommen als Vertreter besonderer Verbreitungstypen Xantholinus semirufus und Xantholinus schuleri vor. Die erste Art, die wie Xantholinus schuleri auch auf dem Hammelsberg gefunden wurde, besitzt ihren Verbreitungsschwerpunkt in Südwesteuropa, ist jedoch auch über Mitteleuropa weit verbreitet, besiedelt aber nur die xerothermsten Stellen. Ein weiterer Hinweis für das oben gesagte ist die Feststellung, daß diese Art auf Mo_1 und Mo_3 völlig fehlt, in Mo_2 dagegen einen sehr hohen Dominanzwert erreicht. Xantholinus schuleri, bisher nur bekannt aus der Rheinprovinz, dem Elsaß und Baden, ist sicher dem Typ F zuzuordnen. Mit Xantholinus semirufus hat sie die Seltenheit gemeinsam. Wie auf dem Hammels- und dem Schenkelsberg ist also auch hier auffallend, daß nicht nur seltene xerotherme Arten, sondern auch seltene Arten, deren Areal auf Mitteleuropa beschränkt ist, diese Standorte besiedeln. Obwohl der Fund des Lathrobium andorranum auf dem Koppenachberg den bisher nördlichsten Fundort

dieser Art überhaupt darstellt, ist nicht auszuschließen, daß er noch weiter in den Mittelgebirgen verbreitet ist. Aus Andorra beschrieben und bisher aus dem Massif Central und den Vogesen bekannt, scheint die Art nicht einem südlichen Verbreitungstyp zuzuordnen zu sein. Als Charakteristikum scheint eher ihre große Seltenheit bei weiter Verbreitung relevant zu sein. Dagegen erreichen Asida sabulosa und Charopus pallipes als Vertreter der Mittelmeerfauna im Saar-Mosel-Raum ihre nördlichste Arealgrenze. Beide Arten sind in Deutschland nur aus der Rheinprovinz bekannt. Bezeichnenderweise wurde Charopus pallipes auf Mo_2 gekäschert und Asida sabulosa ging nur auf Mo_1 und Mo_2 in die Fallen. Die sehr hohen Dominanzwerte, die von Asida sabulosa auf Ha_3 erreicht werden, sind hier nicht zu beobachten. Dies ist erstens darauf zurückzuführen, daß der Koppenachberg um einige Kilometer weiter von der Mosel entfernt ist als der Hammelsberg und daß Mo_2 zwar trockener als Ha_3 (vgl. Carabus auratus!) aber nicht ganz so warm ist wie dieser und Asida sabulosa anscheinend etwas mehr thermo- als xerophil ist.

4.3.3.4. Schenkelsberg bei Mimbach

Unter den fünf häufigsten Arten befinden sich zwei Arten mit Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa, eine Art mit Verbreitungsschwerpunkt im gesamten Mittelmeerraum und zwei weitverbreitete Arten. Die Verteilung der Verbreitungstypen der dominanten Arten ist demnach vergleichbar mit dem Hammels- und Koppenachberg. Bei Betrachtung der Typen aller Arten steht auch hier wieder der Typ H an der Spitze (Tab.29). Insgesamt ähnelt die Verteilung der Typen sehr derjenigen am Koppenachberg. Allerdings erscheint H in nicht so großer Dominanz wie dort. Die Verteilung ist also im Vergleich zum Koppenachberg relativ gleichmäßiger, dafür fehlen aber hier die Typen I

und L. Der Typ F ist wieder im oberen Dominanzbereich zu finden. Auffallend ist überhaupt das starke Dominieren der weitverbreiteten, europäischen und sibirischen Typen unter gleichzeitigem Zurückweichen der südlichen Typen A, A_1, E_1 und D. Die Verteilung der Typen ist auf allen drei Standorten sehr gleichmäßig, lediglich Mi_1 ist ausgezeichnet durch hohen A_1-Anteil und Mi_3 durch hohen G_1-Anteil gegenüber den jeweils anderen Flächen. Wie auch am Koppenachberg ist das Auftreten des im Saar-Mosel-Raum seltenen Verbreitungstyps C, repräsentiert durch Microlestes maurus, interessant, der am Hammelsberg nicht gefunden wurde.

Bei Vergleich der H_v-Werte fällt besonders die starke Divergenz zwischen Mi_1 einerseits und Mi_2 und Mi_3 andererseits auf (Tab.30). Während $H_v(Mi_1)$ den höchsten Wert aller Standorte der vier Untersuchungsgebiete aufweist, liegen Mi_2 und Mi_3 am Ende der Skala, nur noch unterboten von den drei Flächen von Winningen. Besonders Mi_3 fällt stark gegenüber den übrigen ab. Obwohl Mi_1 zusammen mit Mi_2 die am wenigsten extremen Standorte von allen Untersuchungsflächen darstellen, ist doch Mi_1 für den Schenkelsberg der ausgeglichenste Standort, der dementsprechend auch die meisten Verbreitungstypen in relativ gleichmäßiger Weise beherbergen kann. Während alle Standorte des Hammels- und des Koppenachberges für das Moseltal relativ normale Bedingungen zeigen, sind Mi_2 und besonders Mi_3 für den Bliesgau und die dort vorkommende Fauna Extrembiotope mit entsprechend niedriger Diversität. Da in diesem Gebiet nicht wie im Moseltal südliche Elemente mit thermo- und xerophilem Charakter in so großer Zahl zur Verfügung stehen, die sich z.B. auf Ha_3 oder Mo_2 voll entwickeln können und damit den H_v-Wert heben, treten sie am Schenkelsberg nicht in größerer Artenzahl auf. Mi_1 stellt dagegen für Arten jeden Verbreitungstyps ein Optimum dar. Der Standort ist warm und trocken genug, um südlichen Elementen eine Existenz zu ermöglichen, jedoch nicht zu extrem, um die europäischen und sibirischen Tiere zu ver-

drängen. Bei Vergleich von $H_v(Mi_{1-3})$ mit den anderen drei Gebieten ist festzustellen, daß der Wert fast so hoch ist wie beim Koppenachberg. Dies ist besonders auf die sehr gleichmäßige Verteilung der Typen bei Mi_3 und die relativ hohe Typenzahl bei Mi_1 zurückzuführen. Der Schenkelsberg als Gesamtheit stellt also für die Verbreitungstypen innerhalb des Bliesgaues ein Optimum dar, da auf seinen xerothermen Hängen sowohl die wenigen südlichen Arten dieses Gebietes eine Existenzmöglichkeit finden, als auch das Eindringen "euro-sibirischer" Tiere ermöglichen.

Mit fast 0.98 stellt Mi_3 den Standort mit dem weitaus höchsten J_v-Wert aller untersuchten Gebiete dar (Tab.31). Gleichzeitig besitzt er die niedrigste Diversität von den Standorten des Schenkelsberges. Mi_1 mit der höchsten Diversität zeigt den niedrigsten J_v-Wert. Dies bedeutet, daß der am Schenkelsberg wärmste Standort Mi_3 die geringste Zahl an Verbreitungstypen aufweist, diese jedoch am gleichmäßigsten verteilt sind, besonders kein Vorherrschen weitverbreiteter Typen zu verzeichnen ist. Während im Moseltal ein extrem warmer Standort wie Ha_3 noch sehr hohe Diversität aufweisen kann, fehlt im Muschelkalkgebiet des südöstlichen Saarlandes das entsprechende Potential an Verbreitungstypen relevanter Arten, um hier eine große Mannigfaltigkeit, vor allem gestützt auf weitere südliche Elemente, zu entwickeln. Die große Stabilität von Mi_1 beruht im wesentlichen auf der großen Zahl an Verbreitungstypen, deren Zustandekommen oben erklärt wurde. Der geringe $J_v(Mi_1)$-Wert zeigt, daß nur eine Umstrukturierung der Typen zu erwarten ist und dies in relativ höherem Maße als bei Mi_3, dessen Sukzession primär über eine Zunahme an Typen vor sich geht. Die Sukzession der Verbreitungstypen verläuft also am Schenkelsberg von Mi_3 über Mi_2 nach Mi_1, wobei die beiden ersten Stadien sehr schnell ineinander übergehen werden.

Vom Schenkelsberg sind ebenfalls eine Reihe bemerkenswerter Verbreitungstypen zu verzeichnen. An erster Stelle

ist hier das Auftreten von Licinus depressus zu erwähnen, einer Art, die zwar weit über Mitteleuropa verbreitet ist, von der jedoch fast nur Meldungen vor 1900 vorliegen. Dies ist ein Hinweis darauf, daß es sich um einen Kulturflüchter handelt. Wenn die Art auch von ZEBE (1972) aus dem Mainzer Sand gemeldet wird, scheint sie doch weder besonders thermo- noch xerophil (zumindest nicht in Mitteleuropa s.str.) zu sein, weshalb man das Auftreten am Schenkelsberg wohl allein auf die relative Ungestörtheit des Naturschutzgebietes zurückführen kann. Schon beim Hammels- und Koppenachberg war zu sehen, daß der Typ F auf fast allen Standorten gut vertreten war. An weiteren Arten mit zwar weiter Verbreitung aber großer Seltenheit sind wie auch vom Hammelsberg Quedius invreai und Atheta testaceipes zu nennen, wobei erstere dem Typ E, letztere wohl eher dem Typ A zuzuordnen wäre. Nur am Schenkelsberg konnte die sehr seltene Art Atheta puberula gefunden werden. Ihr Areal erstreckt sich von Mittel- bis Nordeuropa, wobei allerdings bisher kaum Fundorte bekannt sind. Beschrieben wurde die Art aus England. Mycetoporus ambiguus ist die einzige südosteuropäische Art des Schenkelsberges, die im Saar-Mosel-Raum ihre westliche Arealgrenze erreicht. Zyras similis, die ebenfalls nur am Schenkelsberg gefangen wurde, besitzt ihren Verbreitungsschwerpunkt in Südeuropa und kommt in Deutschland außer in der Rheinprovinz nur noch in Württemberg und Bayern vor. Sie erreicht im Saar-Mosel-Raum die Nordgrenze ihres Areals. Hierbei ist noch festzustellen, daß sie am Schenkelsberg sogar in relativ großer Dominanz auftritt.

4.3.3.5. Zusammenfassung

Bei einem Vergleich der $H_{diff}(v)$-Werte ist festzustellen, daß Winningen zu allen drei anderen Gebieten die höchsten Unterschiede zeigt, was auf die einseitige Belastung dieses Standortes gegenüber den unbelasteten anderen hinweist (Tab.32). Der hohe $H_{diff}(v)$-Wert zwischen Mi_{1-3} und Wi_{1-3} erklärt sich daraus, daß der Schenkelsberg einen viel höheren Anteil an Arten des Verbreitungstyps G ("sibirische" Elemente) besitzt, der in Winningen völlig fehlt und auch am Hammels- und Koppenachberg sehr stark zurücktritt. Es ist einleuchtend, daß diese Tiere im warmen Moseltal von Arten anderer Verbreitungstypen zurückgedrängt werden. Wesentlich für die größere Gemeinsamkeit zwischen dem Hammelsberg und Winningen im Gegensatz zum Koppenachberg mit Winningen ist zunächst einmal die geringere Zahl von Verbreitungstypen. Die im Vergleich zum Koppenachberg fehlenden Typen sind auch alle nicht in Winningen vertreten, weshalb auch der H_t-Wert nicht gehoben und damit H_{diff} nicht größer wird. Zum zweiten kommt dazu, daß der Typ K auf dem Hammelsberg stärker vertreten ist als am Schenkels- oder Koppenachberg. Da jedoch auch Winningen einen hohen K-Anteil besitzt, wirkt sich dies nicht so stark auf eine Zunahme von H_t aus. Andererseits drückt der höhere K-Anteil am Hammelsberg die p_i-Werte der übrigen Typen, so daß weiterhin keine Zunahme von H_t und damit von H_{diff} erfolgen kann. Es wäre zu erwarten, daß Hammels- und Koppenachberg die größte Gemeinsamkeit, d.h. den geringsten H_{diff}-Wert aufwiesen, allein schon wegen der geringen räumlichen Entfernung. Der Grund, warum Koppenach- und Schenkelsberg die größte Affinität besitzen, liegt nicht im H_t-Wert begründet, der bei Mo-Ha sogar niedriger liegt, sondern ist dadurch erklärbar, daß Koppenach- und Schenkelsberg die höchsten H_v-Werte aufweisen, deutlich höher als beim Hammelsberg. Wie aus der Besprechung in den obigen Kapiteln zu ersehen ist, stellt der Schenkelsberg für seinen geographischen

Großraum einen ähnlich extremen Standort dar wie Einzelstandorte des Koppenach- und Hammelsberges für das Moseltal. Alle stellen sie aber insgesamt betrachtet ausreichende Habitatstrukturen zur Verfügung, die Arten der verschiedensten Verbreitungstypen eine Existenz ermöglichen.

Die Diversität aller drei Standorte von Winningen ist gleichermaßen gering im Vergleich zu den übrigen Gebieten, was im wesentlichen auf die geringe Typenzahl zurückgeführt werden muß. Die hohe Belastung des Gebietes erlaubt nur Vertretern weniger Typen, hier eine Existenz zu finden. Die J_v-Werte der drei Standorte sind stark gestreut, besonders $J_v(Wi_1)$ ist deutlich am Ende der Skala abgesetzt. Dies ist auch der Grund für den niedrigen $J_v(Wi_{1-3})$-Wert, der also ausschließlich dem Einfluß der Düngung auf Wi_1 zugeschrieben werden muß. Die relativ hohen J_v-Werte von Wi_2 und Wi_3 zeigen, daß bei der herrschenden Belastung mit den derzeit vorhandenen Verbreitungstypen durchaus eine relativ stabile "unnatürliche" Gemeinschaft erreicht werden kann. Die geringe Stabilität besonders von Wi_1 läßt eine schnellverlaufende Sukzession erwarten, die höchstens noch auf Wi_1 in einer Zunahme der Verbreitungstypen besteht. Im wesentlichen wird aber nur eine Umschichtung der schon vorhandenen Typen stattfinden, da bei der herrschenden Belastung Vertreter z.B. "südlicher" Verbreitungstypen nicht existieren können. Die Typenverlagerung erfolgt wahrscheinlich über eine Angleichung der Typen K, H und L. Sowohl bei Betrachtung der Individuen- als auch der Artenabundanz stehen weitverbreitete Typen an der Spitze, ein Charakteristikum des belasteten Standortes Wi_{1-3}. Bei Verschwinden der Belastung ist zu erwarten, daß die Diversität sehr schnell zunimmt, da in diesem Primärstadium eine schnelle Sukzession aufgrund des zur Zeit niedrigen H_v-Wertes zu erwarten ist. Die Richtung dieser Sukzession läßt sich aber aus den vorliegenden Werten nicht ermitteln. Lediglich aus dem extremen Mikroklima lassen sich in dieser Richtung einige

Schlüsse ziehen. Die zunehmende Diversität ist dann auf eine relative Zunahme der südlichen Elemente zurückzuführen, die die Vorherrschaft der weitverbreiteten Tiere brechen werden und damit einerseits eine größere Gleichmäßigkeit der Artverteilung bewirken. Zum zweiten wird die Typenzahl wesentlich steigen, da dann der Faktor Belastung wegfällt. Beide Komponenten, im Anfangsstadium besonders letztere, bewirken ein rasches Ansteigen der Diversität. Hammels-, Koppenach- und Schenkelsberg sind nur schwer als Gesamtheit miteinander zu vergleichen. Jedes dieser Gebiete weist aber mindestens einen Extremstandort auf. Beim Koppenachberg ist dieser gekennzeichnet durch hohe Diversität bei mittlerem v und hohem J_v, beim Hammelsberg durch hohe Diversität trotz niedrigem J_v und beim Schenkelsberg durch geringe Diversität bei hohem J_v. Somit stellt der Koppenachberg mit Mo_2 den relativ "natürlichsten" xerothermen Standort (bezogen auf Verbreitungstypen, nicht Arten!). Es ist vielleicht nicht ganz richtig, von Ha_3 als einem Standort mit niedrigem J_v zu sprechen, da die Unterschiede doch sehr gering sind. Immerhin liegt der Wert aber niedriger als bei Ha_1 oder Ha_2. Somit sind hier vermutlich Umstrukturierungen im oberen Dominanzbereich zu erwarten, was auf eine relative Verdrängung der südlicheren Elemente hindeutet. Mi_3, der wärmste der untersuchten Standorte am Schenkelsberg, ist trotz der niedrigen Diversität mit Mo_2 und Ha_3 zu vergleichen, was sich aus dem hohen J_v-Wert ergibt. In diesem vom Moseltal weit entfernten Gebiet müssen die südlichen Elemente zwangsläufig auf den xerothermen, also für diesen Großraum extremen Biotopen, gegenüber den weitverbreiteten Arten zurücktreten, die dann hier dominieren. Während von diesen drei Standorten Mi_3 am instabilsten ist, d.h. sich am schnellsten bezüglich der Verbreitungstypen ändern wird, muß trotz der etwas geringeren Diversität Mo_2 eine größere Stabilität als Ha_3 zugesprochen werden, da hier ein ausgeglicheneres Verhältnis zwischen Zahl und Verteilung (v und J_v) der Ver-

breitungstypen besteht. Insgesamt ist auf dem Hammelsberg nur eine schwache Sukzession bezüglich der Verbreitungstypen von Ha_3 über Ha_1 zu Ha_2 zu erwarten, die jedoch bei Betrachtung von Ha_{1-3} größere Veränderungen als am Koppenach- oder Schenkelsberg bringt. Die Veränderungen am Koppenachberg sind gekennzeichnet durch eine Sukzession von Mo_2 über Mo_1 nach Mo_3, wobei das erste und das dritte Stadium am stabilsten sind . Am Schenkelsberg verläuft die Sukzession von Mi_3 über Mi_2 zu Mi_1, wobei nur das letzte Stadium als stabil zu bezeichnen ist.

Hammels-, Koppenach- und Schenkelsberg sind xerotherm genug, um Arten des südlichen Verbreitungstyps noch ausreichende Existenzmöglichkeiten zu bieten. Sie sind es sogar in solchem Maße, daß hier einige dieser Tiere ihre nördlichsten beziehungsweise nordwestlichsten Fundorte aufweisen. Andererseits fällt auf, daß relativ viele Arten, deren Verbreitungsschwerpunkt in Mitteleuropa liegt, die aber im ganzen Gebiet sehr selten sind, hier vorkommen. Somit liegt die eigentliche Bedeutung dieser Standorte mehr in der Unberührtheit und nur in wenigen Fällen in ihrer Mikroklima- und Vegetationsstruktur begründet. Bei einer Erhaltung dieser Gebiete von Seiten des Naturschutzes im jetzigen Zustand könnte die paradoxe Situation gewahrt bleiben, daß in einem Gebiet sowohl seltene südliche Arten als auch seltene Kulturflüchter der mitteleuropäischen Fauna zusammen erhalten bleiben.

5. Diskussion

Da ein Ökosystem als Kanal angesehen werden kann, der Information in die Zukunft projiziert (MARGALEF 1961a, 1968), konnte in den vorangegangenen Kapiteln versucht werden, mit Hilfe von n beziehungsweise v, J und H die Sukzessionsstadien der erfaßten Coleopteren-Zönosen der untersuchten Gebiete in Relation zueinander sowie deren Stabilität zu ermitteln. Die Sukzessionsrichtung kann nur über eine Analyse der Indikatorenqualität der einzelnen Ökotypen erfolgen. Da eine "dynamische" Sukzessionsforschung im Sinne von SCHWENKE (1953) nur über sehr lange Zeiträume hinweg betrieben werden kann (vgl. SCHMITHÜSEN 1973), erweist sich der hier vorgeschlagene Weg als brauchbare Alternative. Bei der folgenden Diskussion der Ergebnisse ist zu berücksichtigen, daß mit Hilfe der S-W-Funktion primär ausschließlich die Entwicklung der Coleopteren-Zönose der Bodenoberfläche erfaßt werden konnte. Andere Tiergruppen oder die Coleopterenfauna anderer Strata zeigen zum Teil unterschiedliche Ergebnisse. So konnte RICOU (1967) zeigen, daß die Diversität des Hypergaions größer ist als die der Bodenoberfläche. Auch GRETSCHY (1952) stellte bei einem Vergleich verschieden alter Fichtenwald-Sukzessionsstadien in den nördlichen Kalkalpen fest, daß die Sukzession der Gastropoden und Myriapoden parallel der Entwicklung der Krautschicht verlief, also das Maximum in Fichtenschlägen mittleren Alters zu verzeichnen war. Die Apterygotenfauna entwickelte sich parallel der Bodenumwandlung, die maximale Entfaltung war also hier erst im Endstadium, dem Hochwald, zu verzeichnen. Auch wenn bei diesen Untersuchungen fast ausschließlich die Abundanz zugrunde gelegt wurde, dürfen diese Ergebnisse doch nicht vernachlässigt werden. Hier zeigt sich schon die große Abhängigkeit von biotischen und abiotischen Umweltveränderungen. Bei verschieden alten Kippen kam von den ökologischen Standortsfaktoren der Verbesserung des Wasserhaushaltes die größte Bedeu-

tung für die Entwicklung der Bodenfauna zu (DUNGER 1968). Auf die Korrelation zwischen Bestandsdichte-Sukzession von Vogelarten und Sukzessionsstadien südfinnischer Waldgebiete macht HAAPANEN (1965) aufmerksam. Ähnliche Beziehungen bei Spinnen auf Dünengelände zeigt LOWRIE (1948). Die Geschwindigkeit von Sukzessionsabläufen auf hochalpinem Neuland ist abhängig von der Höhenlage, dem Mikroklima, der Exposition und der Geschwindigkeit der Bodenumwandlung (JANETSCHEK 1949).

Ein späteres Sukzessionsstadium muß auch nicht immer eine höhere Besiedlungsdichte und auch keine ausgeglichenere Populationsstruktur aufweisen als ein vorhergehendes jüngeres (vgl. WHITTAKER 1953, PIELOU 1966b, MARGALEF 1968). Zwar konnte MONK (1967) zeigen, daß die Baumarten-Diversität in verschiedenen Wäldern Nordfloridas von niederen Sukzessionsstadien bis zu Klimaxgesellschaften steigt, daß Klimaxgesellschaften also die höchste Diversität besitzen (vgl. auch REINER,WORLEY & LAWRENCE 1971, BARNES 1953), doch gibt es durchaus die Möglichkeit, daß die Diversität sinkt, wenn eine Sukzession sehr schnell abläuft (vgl. GHILAROV 1961a, HUHTA 1971). Beispielsweise wird die plötzliche Möglichkeit erhöhter Produktion bei Pflanzen negative Auswirkungen auf die Diversität der Konsumenten nach sich ziehen, da diese einige Zeit in ihrer Entwicklung hinterher hinken, da sie nicht so schnell auf den Wechsel reagieren können, d.h. kurze Zeit werden weniger Konsumenten vorhanden sein als eigentlich die Möglichkeit zu existieren besitzen. Aus diesem Grund wird die Diversität des Ökosystems schnell absinken, um erst wieder nach Einpendeln der Verhältnisse maximale Werte unter konstanten Umweltbedingungen zu erreichen (MARGALEF 1968). Eine weitere Möglichkeit ist eine im Verlauf der Sukzession zunehmende Diversität, da dann die Komplexität der Struktur (z.B. der Arten) sich schneller vergrößert als die inneren Beziehungen der Gemeinschaft (z.B. ausgeglichene Nahrungsverflechtungen), wobei aber in späteren Stadien sich die Diversität verringert, da dann

letzteres überwiegt (MARGALEF 1957,1958). Diese Aussage wird verständlich, wenn man Information als nach außen gerichtete "Botschaft" oder "Mitteilung" auffaßt, da in diesem Sinne z.B. ausgeglichene Nahrungsverflechtungen ihre gesamte aufgebaute oder aufzubauende Information i n die Gemeinschaft abgeben. Bei den Untersuchungen von JANETSCHEK (1949) auf hochalpinem Neuland eilten Standorte größerer Feuchtigkeit in der Umbildung der Standortsfaktoren zunächst gleichaltrigen sehr stark voraus, so daß sich viel größere Individuendichte und größere Artenzahl ergab, was sich jedoch in späteren Stadien wieder umkehrte. Auch bei den Kippen-Sukzessionsuntersuchungen von DUNGER (1968) und NEUMANN (1971a) ergaben sich bei Carabiden Stadien mit Schein-Klimaxcharakter, so daß also auch hier die Mannigfaltigkeit und die Populationsstruktur nicht unbedingt kontinuierlich die Annäherung an einen optimalen Zustand widergeben. Das "Reifen" eines Ökosystems, also der Sukzessionsablauf zum Klimaxstadium, ist hauptsächlich gekennzeichnet durch größer werdende Komplexität der Struktur und geringer werdenden Energiefluß pro Einheit Biomasse (MARGALEF 1963). Voraussetzung ist allerdings, daß die abiotische Umwelt stabil bleibt. Die zukünftige Entwicklung reiferer Ökosysteme ist mehr von den im System vorhandenen Strukturen abhängig als von außen einwirkenden Faktoren. Zukünftige Stadien unreiferer Ökosysteme werden dagegen stark von "external inputs", also von Veränderungen der abiotischen Umwelt beziehungsweise von außerhalb des Systems liegenden Faktoren beeinflußt (MARGALEF 1963). Unter diesen Gesichtspunkten erscheint es angebracht, den Sukzessionsablauf auf seinen informationstheoretischen Gehalt zu prüfen. Folgender Absatz gibt sinngemäß die Auffassung von MARGALEF (1968) wider:

Jedes System, das aus reproduzierenden und voneinander abhängigen Organismen besteht, muß versuchen, eine Gemeinschaft zu entwickeln, in der die Produktion von Entropie pro Einheit bewahrter und übermittelter Information auf

einem Minimum ist. Der Sukzessionsprozeß ist vergleichbar einem Prozeß der Informationsanhäufung. Am Ende einer Sukzession steht ein System, für das die Umwelt als die Quelle neuer Information, auf die das System zu reagieren hat, weniger wichtig ist als zu Beginn der Sukzession, worauf oben schon hingewiesen wurde. Man kann also sagen, daß das Ökosystem die Umweltveränderungen "erlernt" hat, bevor diese eintreten und daher darauf vorbereitet ist. Es ist eine generelle Eigenschaft vieler Systeme, erworbene Information anschließend dazu zu benutzen, einen weiteren Zufluß von Information zu verhindern. Dieses Paradoxon beinhaltet, daß die Zönose versucht, Information zu erwerben - und auch tatsächlich Information von der Umwelt erwirbt - nur um die so angehäufte Information zu einem Abblocken jeder weiteren Angleichung der Information zu benutzen. Dieser Vorgang wird Sukzession genannt. Oft ist der Ablauf einer Sukzession positiv mit zunehmender Diversität korreliert, doch wächst, wie oben schon gezeigt, auch manchmal die Diversität bis zu einem gewissen Wert und fällt dann gegen Ende der Sukzession wieder ab. Diese Problematik gilt es also bei Verwendung der Diversität zur Erkennung von Sukzessionsstadien zu berücksichtigen.

Ein weiterer Punkt ist der Zusammenhang zwischen Diversität und Stabilität. Zwar läßt sich wohl in den meisten Fällen ASHBY's (1956) Gesetz der "requisite variety" auch auf Ökosysteme übertragen, doch muß nicht unbedingt höhere Diversität mit höherer Stabilität verbunden sein (vgl. DUNGER 1968, HAIRSTON et al. 1968, HILL,A.R.1972, ELLENBERG 1973). LEIGH (1965) versuchte theoretisch-mathematisch zu begründen, daß die Stabilität einer Lebensgemeinschaft bei stärkerer Verzahnung der Nahrungskette (beziehungsweise der Nahrungsverflechtungen), d.h. bei Vergrößerung der Komplexität (vgl. MARGALEF 1957,1958), wächst, und daß solch eine stabile Biozönose ihre Stabilität über einen Rückgang der Produktivität oder durch eine Zunahme der Biomasse und, unter geeigneten Bedingun-

gen, auch durch Zunahme der Artenzahl erhöhen kann. Allerdings fehlt hier der Basisbezug, so daß vorläufig diese Axiome Hypothesen bleiben müssen. Es ist aber ersichtlich, daß der Wahl der "set-subset"-Einheiten die eigentliche Bedeutung zukommt. Der von MACARTHUR (1955) vorgeschlagene Weg zur Berechnung der Stabilität von Biozönosen stößt auf erhebliche praktische Schwierigkeiten, da p_i aus den Energieflußrichtungen innerhalb des "food web" (dieser Ausdruck verdeutlicht besser den mehrdimensionalen Charakter als das deutsche Wort "Nahrungskette") berechnet werden muß, was sich bei Käfern z.B. aufgrund der auch heute noch herrschenden relativ großen Unkenntnis der Nahrungswahl und der exakten Räuber-Beute-Beziehungen nicht verwirklichen läßt. RICOU (1967) versuchte die bei ihren Untersuchungen der Insektenfauna von Weiden festgestellte Übereinstimmung von hoher Diversität mit hoher Stabilität dadurch zu begründen, daß die Lebensgemeinschaft vornehmlich nicht aus auf bestimmte Wirtspflanzen spezialisierte, also monophagen Arten, sondern aus relativ euryöken Arten besteht. Sie schließt unserer Ansicht nach insofern falsch, als sie behauptet: "Cette biocoenose a toujours tendence à se constituer, à cause des valences écologiques (gemeint ist die g r o ß e ökologische Valenz!) de ces espèces qui trouvent, dans un tel ensemble herbacé, un milieu favorable à leur installation". Stenöke, also auch monophage Arten besitzen zwar keinen Zeigerwert für die zukünftige Vegetationsentwicklung, doch würde gerade ihr gehäuftes Auftreten unter gleichzeitigem Zurückdrängen der euryöken Arten die "Natürlichkeit", also die große Stabilität eines Biotops verdeutlichen. Hier schließt sich demnach sofort die Frage an, welche abiotischen und/oder biotischen Strukturen den Umfang der Diversität bestimmen.

Nur aus Beobachtung und Erfahrung stellte schon THIENEMANN (1918) fest: "Je mehr sich die Lebensbedingungen eines Biotops vom Normalen und für die meisten Organismen Optimalen entfernen, umso artenärmer wird die Biozönose,

um so gleichförmiger und um so charakteristischer wird sie, in um so größerem Individuenreichtum treten die einzelnen Arten auf". Zwei Jahre später stellte THIENEMANN (1920) ein weiteres biozönotisches Grundprinzip fest: "Je variabler die Lebensbedingungen einer Lebensstätte, um so größer ist die Artenzahl der zugehörigen Lebensgemeinschaft". Auf einen Nenner gebracht heißt das: Vielseitige Lebensbedingungen ermöglichen hohe Artdichte, wobei die einzelne Art in relativ geringer Individuenabundanz auftritt. Einseitige beziehungsweise extreme Bedingungen führen zu geringer Artdichte bei hoher Individuenabundanz der einzelnen Arten (vgl. TISCHLER 1955, THIENEMANN 1956). Umgekehrt konnte auch bewiesen werden, daß je höher die Artenmannigfaltigkeit und je ausgeglichener die Dominanzstruktur sind, desto variabler sind die Lebensbedingungen, desto ausgeglichenere und durchschnittlich optimalere Lebensbedingungen kann man am Standort erwarten (vgl. DUNGER 1968). Auch RONDE (1957) fand, daß in den von ihm untersuchten schädlingsdisponierten Waldbeständen die durch menschliche Eingriffe in historischer Zeit umgewandelten Wälder zu einer vergleichsweise weitgehenden Bodenverarmung geführt hat, wodurch besonders die Mikrofauna eine einseitige Individuenanhäufung einzelner Arten und eine Abnahme der Artenzahl zeigte (vgl. FRIEDERICHS 1927b, PSCHORN-WALCHER 1952). Ebenso ist z.B. die Carabidenfauna des Ackers relativ artenarm, aber individuenreich als Folge der Homogenisierung durch die Bearbeitung (MÜLLER,G.1968) und auch der in Monokultur betriebene Weinbau führt zu einem Minimum an Bodenorganismen (BOSSE 1967). Die durch Verkehrsimmissionen belastete Bodenfauna zeigt eine deutliche Diversitätsverminderung (MAURER 1974). Auch Fließgewässer weisen an belasteten Stellen viel niedrigere Diversitätswerte auf als vor und weit hinter den Abwassereinleitern (WILHM & DORRIS 1968, vgl. PATTEN 1962). Durch neuere Diversitätsuntersuchungen wird bestätigt, daß eine Zunahme der Man-

nigfaltigkeit der abiotischen Umwelt eine Zunahme der biotischen Diversität nach sich zieht (PIANKA 1966a, WHITESIDE & HARMSWORTH 1967, BLONDEL,FERRY & FROCHOT 1973). Nach MARGALEF (1968) geht die Zunahme der Diversität einher mit einer Vervielfältigung der ökologischen Nischen, ein Prozeß, der parallel zu länger werdenden Nahrungsketten und viel stärkerer Spezialisation verläuft. Dies steht in deutlichem Widerspruch zur Abundanzregel von KROGERUS,R.(1932), daß in vielseitigen Lebensräumen euryöke, in einseitigen und extremen dagegen stenöke Arten die größte Abundanz erreichen. Auch durch die vorliegende Untersuchung kann diese Regel nicht als allgemein gültig bestätigt werden. Die Brachflächen bei Winningen, die sehr einseitigen und extremen Belastungen ausgesetzt sind, beherbergen in den oberen Dominanzklassen fast ausschließlich Arten sehr großer ökologischer Valenz, zum Teil sogar Ubiquisten. Von den sechs bei PIANKA (1966a) (vgl. auch MARGALEF 1957,1958, SANDERS 1968, MACARTHUR 1969) diskutierten Haupthypothesen zur Begründung der Diversität können hier nur drei kurz erwähnt werden, da die übrigen, wie etwa die Konkurrenz-Hypothese (WILLIAMS,C.B. 1964), die Theorie der historischen Arealdynamik (vgl. MÜLLER 1972c, FITTKAU 1973), die Theorie der klimatischen Stabilität oder die Theorie der Nischen-"Größe" (KLOPFER & MACARTHUR 1960) nur großräumig Anwendung finden können. Die Produktivitäts-Hypothese beinhaltet, daß bei gleichbleibenden Bedingungen größere Produktion höhere Diversität bedingt. Hierzu kann keine Stellung genommen werden, da die vorliegenden Untersuchungen nicht produktionsbiologisch ausgerichtet sind; das gleiche gilt für die Hypothese von PAINE (1966). Die Zeit-Theorie, wonach alle Gemeinschaften dazu tendieren, im Laufe der Zeit vielfältiger zu werden, kann, wie oben schon gezeigt werden konnte, keine allgemeine Gültigkeit besitzen, da dann alle Klimaxgesellschaften die höchste Diversität besitzen müßten. Demnach bleibt aufgrund der oben aufgezeigten Ergebnisse nur die Theorie der räumlichen Heterogenität

(vgl. MARGALEF 1957,1958, MACARTHUR & MACARTHUR 1961) als Arbeitsgrundlage erhalten. Danach vergrößert sich die biotische Diversität mit dem Ansteigen der Mannigfaltigkeit, d.h. der Komplexität und Heterogenität der abiotischen Umwelt, also auch mit einem Ansteigen der ökologischen Nischen (vgl. MACARTHUR 1965, HÖSER 1973). Dies beinhaltet nichts anderes als die biozönotischen Grundgesetze von THIENEMANN (1918,1920). Für die angewandte Entomologie beispielsweise bedeutet dies, daß hohe Artendiversität eine Überbevölkerung weniger Arten, z.B. Schädlingen in Monokulturen, verhindern kann (PIMENTEL 1961, vgl. auch UVAROV 1964, KARG 1967, SHURE 1971).

Unter diesen Voraussetzungen ist es nicht beziehungsweise zur Zeit noch nicht möglich, H ohne Analyse bei biologischen Systemen zu verwenden. Die Schwierigkeiten, die sich bei einer Gleichsetzung von H mit physikalischen und informationstheoretischen Begriffen ergeben, lassen sich umgehen, wenn man PIELOU's (1969) Vorschlag folgt und H primär als Maß der "uncertainty" ansieht. Dies bedeutet nun nicht, daß auf die Begriffe Information und Entropie vollständig verzichtet werden muß; vielmehr ermöglicht erst dieses Vorgehen eine permanente objektive Überprüfung der energetischen Vorgänge. Es scheint jedoch festzustehen, daß H_s nur in seltenen Fällen eine diesbezügliche Definition erlaubt. Der normalerweise unterste Level solcher Rückschlüsse scheinen Biomasse- und Energiekreislauf-Untersuchungen zu sein. Die in der vorliegenden Arbeit verwendeten Maßzahlen H_s und H_v können demnach ebenfalls nur über eine genaue Analyse als Maßeinheiten für Sukzessionsstadien und deren Stabilität verwendet werden.

H_s setzt sich zusammen aus der Artenzahl n und der "species evenness" J_s. Mit Hilfe dieses J_s-Wertes können gegenüber den Dominanzstrukturkurven weit differenziertere Aussagen gemacht werden, da hier Zahlen, dort jedoch nur ein subjektiver Eindruck bezüglich der Individuenverteilung weiterverarbeitet wird.

BEZZEL & REICHHOLF (1974) schlagen für J_s den Begriff

"Ausbildungsgrad der Diversität" vor, "da er sich möglicherweise auf das Ausmaß strukturaler Entwicklung (z.B. bei Sukzessionen) im betreffenden Ökosystem bezieht". Doch ist davon n ebenso betroffen, so daß H_s ein solches Maß darstellt (vgl. Theorie der räumlichen Heterogenität). J_s ist dagegen ein objektives Maß für die Dominanzstruktur, da dieser Wert bei gegebener Artenzahl die Annäherung an eine Maximalverteilung angibt. Demnach könnte man J_s als Ersatz für die Dominanzstrukturkurven von RENKONEN (1938) betrachten, da hier auch objektives Zahlenmaterial weiterverarbeitet werden kann. Dennoch hebt nicht das eine das andere auf, da H_s kein reeller p_i-Wert zugrunde gelegt werden kann, sondern nur die Näherung N_i/N, wodurch jede Art als vollkommen unabhängig von den übrigen sowie der Umgebung behandelt wird. Ein wirklich den Tatsachen entsprechendes p_i wird nie zu ermitteln sein, da auch bei besserer Kenntnis der Ökologie der Arten nie ein Stadium erreicht werden wird, das es erlaubt, die Abhängigkeit der Arten voneinander und von der Umwelt in Zahlen zu fassen. N_i/N muß daher auch als Näherungswert verstanden werden, weshalb z.B. J_s an anderen Faktoren wie der Dominanzstruktur, überprüft werden muß. Unter diesem Vorbehalt stellt J_s bei ungefähr gleicher Artenzahl ein Maß für die Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung auf verschiedenen Standorten dar. Sehr niedriges J_s bedeutet demnach das starke Dominieren einer Art, wodurch, wie oben gezeigt wurde, ein Extremstandort gekennzeichnet ist. Da jedoch natürliche Extremstandorte durchaus hohe Diversität aufweisen, kann damit nur die Instabilität des Standortes charakterisiert sein. Zum Beweis sei hier nur auf FRANZ (1936,1950a) verwiesen, der im pannonischen Klimagebiet feststellte, daß ursprüngliches Steppengelände einen wesentlich reicheren Tierbestand aufweist als sekundär entwaldete Kultursteppe. Die aus dieser Instabilität zu erwartende Sukzession kann nur, bei etwa gleichem n und in Relation der einzelnen Untersuchungsflächen zueinander (!), über eine Abflachung der

Dominanzkurve, d.h. nur über Individuenverschiebungen erfolgen. Umgekehrt kann bei gleichem J_s die Artenzahl einen Indikator für die im Verlauf der Sukzession zu erwartenden Änderungen darstellen. Sind J_s und n der einzelnen Standorte stark verschieden, so läßt sich zwar die Stabilität der Zönose an niederen oder hohen H_s-Werten erkennen, doch fällt dann die Möglichkeit aus, diese Sukzession mit Individuen- oder Artenverschiebungen zu erklären. Aufgrund dieser Betrachtungsweise muß PATTEN's (1962) anhand Planktonuntersuchungen aufgestellte Vermutung, daß R ($\triangleq$ J) besser als H einen Anzeiger für Sukzessionsstadien darstellt, verworfen werden, wenn nicht, wie schon erwähnt, bei n eine gewisse Übereinstimmung besteht. Da auch nicht unbedingt ein Standort mit höherer Diversität einem späteren Sukzessionsstadium zugeordnet werden kann, muß eine Möglichkeit gefunden werden, die Sukzessionsfolgen unabhängig von H_s zu erkennen. Die Lösung dieses Problems ist in der Indikatorenqualität mancher Arten zu finden. Standorte der hier untersuchten Halbtrockenrasen können selbst bei gleichem H_s durch ihren unterschiedlichen Gehalt an Waldindikatoren verschiedenen Sukzessionsstadien zugeordnet werden.

Eine wertvolle, wenn auch vorsichtig zu interpretierende Ergänzung dieses Problemkreises bildet die Berechnung von H_v. Wichtiger als eine Analyse der Verbreitungstypen-Diversität wäre die Berechnung der Ökotypen-Diversität. Leider sind jedoch die autökologischen Verhältnisse selbst bei den inzwischen gut untersuchten Carabiden für eine solche Bearbeitung noch zu unvollkommen, so daß hier versucht wurde, über den Umweg des Arealtyps weitere Standorteigenschaften zu ermitteln. H_v hat gegenüber H_s den Vorteil, daß aus diesem Wert zu erwartende Sukzessionen nur über Veränderungen der Artenzusammensetzungen laufen können. Da im Vergleich zu n nur eine sehr geringe Anzahl von Verbreitungstypen v zur Verfügung steht, ist, falls v nicht außerordentlich gering ist, H_v nur von J_v abhängig. Voraussetzung ist allerdings, daß nicht

etwa nur ein "südlicher", ein "mitteleuropäischer" und ein "sibirischer" Typ gewählt wird, da in Mitteleuropa naturgemäß ein Übergewicht an "europäischen" und "sibirischen" Arten herrscht. Die in dieser Arbeit gewählten Typen können diese Voraussetzungen natürlich ebenfalls nicht voll erfüllen, stellen aber gute Näherungswerte dar. Dennoch muß eine Wertung betreffend der Stabilität der Artenzusammensetzungen immer mit gewissem Vorbehalt erfolgen. Die bei niedrigem J_v zu erwartende Sukzession verläuft über Veränderungen der Artenzusammensetzung innerhalb der gegebenen Verbreitungstypen. Bei sehr niedrigem v ist eine Zunahme der Verbreitungstypen zu erwarten, die jedoch auch nur über eine Zunahme von Arten vor sich gehen kann. Stärker noch als bei H_s ist hier der Basisbezug zu halten, wobei auch die einzelnen Verbreitungstypen als Indikatoren verstanden werden können.

Demnach steht fest, daß eine Behandlung dieses Problemkreises nur erfolgen kann, wenn folgende Voraussetzungen erfüllt sind: Objektive, quantitative Sammelmethoden, exakte qualitative Ordnung des Materials (Artendetermination), Prüfung der Indikatorenqualität der Arten aufgrund ökologischer (inkl. biozönotischer) Analyse, Feststellung des Areals, Berechnung und Analyse von H_s und H_v. Keiner dieser Punkte kann dabei für sich allein betrachtet werden, erst die permanent zu sehende Verflechtung all dieser Faktoren kann zur Lösung beitragen. Unter Berücksichtigung dieser Voraussetzungen müssen die oben ermittelten Untersuchungsergebnisse im Folgenden diskutiert werden.

Die brachliegenden Weinbergterrassen bei Winningen sind durch die verschiedensten Charakteristika von den übrigen untersuchten Gebieten abgesetzt. Dominanzwerte über 40% und die Steilheit der Dominanzkurve bedingen sehr niedrige J_s-Werte. Zusammen mit der geringen Artenzahl ergibt sich also auch ein geringer H_s-Wert. In den oberen Dominanzklassen sind fast nur Arten mit sehr großer ökologischer Valenz sowie sehr weiter Verbreitung zu finden. Das absolute Dominieren von jeweils ein oder

zwei Arten, das Fehlen jeder seltenen Art sowie das Fehlen jeder stenök xerothermophilen Art, was aufgrund des Mikroklimas nicht zu erklären ist, kennzeichnet ebenfalls dieses Gebiet. Zusammen mit den sehr hohen $H_{diff}(s)$- und $H_{diff}(v)$-Werten deutet dies darauf hin, daß hier Extrembedingungen herrschen, die auf keinem der übrigen Gebiete zu verzeichnen sind. Diese Extrembedingungen ziehen, begründet durch die oben angegebenen Tatsachen, eine Armut an ökologischen Nischen nach sich. Diese Biotopverarmung kann nicht auf das extreme Mikroklima zurückgeführt werden, da erstens jede stenök xerothermophile Art fehlt und zweitens auf dem einzigen Standort mit vergleichbarem Mikroklima, Ha_3, eine große Artenzahl und eine viel flachere Dominanzkurve zu verzeichnen ist. Mehrere Gründe könnten für diese Fakten ausschlaggebend sein. Die Brachflächen liegen mitten in genutzten Weinbergterrassen, so daß eine Besiedlung dieser Standorte nur durch "island hopping" vom Moseltal und von der Hochfläche aus erfolgen könnte, abgesehen natürlich von den fliegenden Arten. Dies scheidet aus, da auch die übrigen Gebiete nur durch Wald oder bewirtschaftete Fläche besiedelt werden können und da in Wi_{1-3} der Anteil der flugfähigen Arten nicht größer ist als bei den anderen Gebieten. Auch die geographische Lage kann nicht dafür verantwortlich gemacht werden, da zumindest Koppenach- und Hammelsberg ebenfalls im Moseltal liegen. Während die Untersuchungsflächen Wi_{1-3} etwa zehn Jahre brach liegen, wird der Südhang des Hammelsberges etwa seit dreißig Jahren nicht mehr genutzt (von Schafsweide abgesehen), der Koppenach- und der Schenkelsberg seit etwa zwanzig Jahren. Da zehn Jahre zwar für die Vegetationsentwicklung eine große Rolle spielen, diese Unterschiede sich jedoch auch bei Ha_{1-3}, Mo_{1-3} und Mi_{1-3} nicht bemerkbar machen, können diese Phänomene ebenfalls nicht hierauf zurückgeführt werden, wenn auch zu bedenken bleibt, daß die größten Strukturveränderungen in den ersten zehn Jahren stattfinden und die Pflanzengesellschaft hier kein Mesobrome-

tum ist. Größere Unterschiede bestehen aber in der Bodenstruktur. Während bei Winningen devonischer Schiefer den Boden bedeckt, tritt bei den übrigen drei Gebieten Muschelkalk an die Oberfläche. Leider fehlen vergleichbare Untersuchungen aus anderen Gebieten mit gleicher Bodenbedeckung. Ein weiterer Punkt ist die geringe Größe der Brachflächen, die zwischen $15m^2$ und $40m^2$ liegt. Folgende Fakten unterstützen jedoch die Theorie, daß die in allen Punkten großen Unterschiede zwischen Wi_{1-3} und den übrigen Gebieten auf die Hubschrauberspritzung mit Insektiziden zurückzuführen ist. Wi_1, die größte der drei Brachflächen, ist durch direkte Nachbarschaft zu genutzten Weinbergterrassen am stärksten von der Düngung betroffen, der einzige relevante Punkt, wodurch diese Fläche sich von den beiden anderen unterscheidet. Die Größe dieser Fläche schlägt sich in einer höheren Artenzahl gegenüber Wi_2 und Wi_3 nieder, doch zeigt dieser Standort den geringsten H_s-, J_s-, H_v- und J_v-Wert. Somit ist der Düngung, also einem anthropogenen Faktor, der größte Einfluß auf die Diversität zuzuschreiben, was durch die hier vorkommenden Ökotypen (vgl. 4.2.1.) unterstrichen wird (vgl. FRANZ 1953). Es liegt nun nahe, dem zweiten sofort auffallenden anthropogenen Faktor, der auf alle Flächen einwirkenden Insektizidbespritzung, zusammen mit dem Einfluß der Düngung auf Wi_1 die Schuld an dieser Faunenverarmung zu geben. Dies wird durch Diversitätsuntersuchungen auf belasteten Flächen in der Umgebung von Saarbrücken bestätigt, wo ebenfalls die Coleopterenzönosen immissionsbelasteter Wiesen weit geringere Diversität aufweisen als in unbelasteten vergleichbaren Standorten (KLOMANN 1974). Selbstverständlich kann, wie am Beispiel Wi_1 zu sehen ist, die Größe der Flächen nicht außer acht gelassen werden, da n einen wesentlichen Faktor bei der Bildung von H_s darstellt. Selbst ohne anthropogene Belastung wiese wahrscheinlich Wi_{1-3} geringere Diversität als die übrigen Gebiete auf, dieser Wert läge jedoch weit über dem derzeitigen.

Die Diversitätsuntersuchungen nach der S-W-Funktion lassen keine Sukzessionsvorhersagen bei geänderten Umweltbedingungen zu. Unter dem Gesichtspunkt fortdauernder Belastung, was auch den Tatsachen entspricht, ist eine solche Betrachtungsweise zulässig. Dabei können nicht die Brachflächen als Gesamtheit abgehandelt werden, da Wi_1 in jedem Punkt zu große Unterschiede zu den beiden anderen Flächen aufweist. Zwar wäre hier aufgrund der sehr niedrigen Zahl der Verbreitungstypen eine Erhöhung von v zu erwarten, doch scheint dies durch das relativ hohe n unwahrscheinlich. Vermutlich verläuft die Entwicklung hier über eine Zunahme von J_s und besonders J_v, was bedeutet, daß sich besonders die Typen K und H angleichen werden, eventuell ist noch mit einem Hinzukommen von L zu rechnen, was v nur unwesentlich erhöhen, J_v dagegen deutlich vergrößern könnte. Das niedrige $J_s(Wi_1)$ impliziert relativ große Veränderungen bezüglich der Individuenverteilung, die über eine gleichmäßigere Verteilung der dominanten und subdominanten Indikatoren der starken Belastung verlaufen werden. Hier scheint sich auch der kurze Zeitraum von zehn Jahren bemerkbar zu machen, der zwar ausreichte, um den maximalen Artenbestand zu ermöglichen, jedoch noch kein Einpendeln der Individuenzahlen zuließ. Dieser kurze Zeitraum kann sich jedoch nur dadurch bemerkbar machen, daß permanente Störungen vorhanden sind, die auf Wi_2 und Wi_3 fehlen. Diese beiden Standorte sind besonders durch relativ hohe J_v-Werte ausgezeichnet, was nicht nur eine Sättigung an Verbreitungstypen, sondern auch an Arten vermuten läßt. Diese beiden Standorte sind demnach durch relativ hohe Stabilität des Artenbestandes bei deutlichen Individuenverschiebungen innerhalb der euryöken, gegenüber Belastungen unempfindlichen Arten gekennzeichnet. Dies ist so zu verstehen, daß hohes J_v in Analogie zur Theorie der räumlichen Heterogenität, bei kaum veränderbarem v eine weitgehende Ausnützung der vorhandenen "Verbreitungstypen-Nischen" beinhaltet. Eine maximale Besetzung dieser Nischen bedeutet geringe Neigung zu Veränderungen, also

hohe Stabilität.

Weder einzelne Arten noch die gesamte Biozönose ergeben einen Hinweis auf die zukünftige Entwicklung des Standortes. Dies ist besonders darauf zurückzuführen, daß durch die anthropogene Belastung nur sehr euryöke Arten ohne festen Präferenzbiotop vorherrschen und daß die Ökologie der beiden dominanten Carabidenarten kaum bekannt ist. Die Brachflächen innerhalb der Weinberge bei Winningen sind demnach gekennzeichnet durch relativ stabile Artenzusammensetzung, die nur unwesentlich durch immer neu von unbelasteten Stellen des Moseltales einwandernden und wieder verschwindenden empfindlichen Arten variiert und, wenn man voraussetzt, daß n nicht wesentlich erhöht werden kann, durch sehr labile Individuenabundanzverhältnisse besonders bei den euryöken Arten der oberen Dominanzklassen. Bei wegfallender Belastung wird eine sehr schnelle Sukzession stattfinden, die jedoch nur deduktiv konstruiert werden kann. Die dann zu erwartende Zunahme der Diversität verläuft über ein rasches Ansteigen von n, repräsentiert vornehmlich durch Arten südlicher Verbreitungstypen (begründet durch geographische Lage, Mikroklima), was auch ein rasches Ansteigen von v nach sich zieht. Man kann also generell nicht von einer stabilen Biozönose sprechen, sondern muß diese in ihre Bestandteile, z.B. Art und Individuum, auflösen. Würde nur die Artenzusammensetzung von Wi_{1-3} betrachtet, so müßte man von einer stabilen unnatürlichen Gemeinschaft mit niedriger Diversität sprechen. Da Wi_{1-3} infolge der anthropogenen Belastung einen Sonderfall darstellt, soll dieses Gebiet bei den nun folgenden Betrachtungen des Hammels-, Koppenach- und Schenkelsberges ausgeklammert bleiben.

Mo_2 stellt nicht nur innerhalb der Untersuchungsflächen des Koppenachberges, sondern auch im Vergleich zu den übrigen Gebieten eine Besonderheit dar. Dieser Standort ist gekennzeichnet nur geringes H_s bei hohem H_v. Der H_s-Wert ist bedingt durch geringe Artenzahl und hohen Dominanzwert der häufigsten Art, also relativ geringem

J_s, ohne daß sich diese jedoch wie auf Ha_3 gegenüber den übrigen Arten zu stark absetzt. Der hohe H_v-Wert beruht sowohl auf der normalen Anzahl von Verbreitungstypen als auch auf deren gleichmäßiger Verteilung, also hohem J_v. Dieser Standort ist weder durch das Mikroklima noch durch die Bodenstruktur noch durch die Pflanzengesellschaft von den übrigen abgesetzt. Zwar liegt der pH-Wert höher als bei jeder der übrigen Flächen, doch ist er fast mit Mo_1 und Mo_3 gleichzusetzen, so daß die Besonderheit dieses Standortes nicht hierauf zurückgeführt werden kann, da er sich auch von den beiden Vergleichsflächen des Koppenachberges deutlich unterscheidet. Der nur auf diesem Standort in größerer Abundanz auftretende Staphylinide Xantholinus semirufus stellt einen Indikator für den xerothermen Charakter von Mo_2 dar, ein typisches Beispiel, daß manche Arten schärfere Indikatoren für bestimmte Umweltverhältnisse darstellen als Instrumente. Hierdurch erklärt sich sofort n und J_s, da ein solcher Extremstandort in diesem Gebiet keine hohe Artenzahl zuläßt und speziell an diesen Biotop adaptierte Formen begünstigt, insgesamt also niedriges H_s bedingt. In diesem Fall findet demnach die Abundanzregel von KROGERUS,R.(1932) ihre Anwendungsberechtigung.

Der hohe H_v-Wert resultiert aus dem Zurückweichen des Typs H zugunsten einer gleichmäßigeren Verteilung der "südlichen" Typen. Daß diese Verteilung relativ stabil ist, wird durch den J_v-Wert bei normalem v belegt. Synonymisiert man - mit allem Vorbehalt - Verbreitungstypen und Ökotypen, so bedeutet dies, daß auch in absehbarer Zeit hier xerothermophile Elemente in relativ großer Häufigkeit vorkommen werden, und zwar ohne daß, wie es auf Mo_1 und Mo_3 zu beobachten ist, euryöke Tiere, in diesem Fall Arten des Verbreitungstyps H, zu stark dominieren werden (in der "set-subset"-Kombination Verbreitungstyp - Art, was also nicht die Individuendominanz einer euryöken Art ausschließt!). Der nicht sehr hohe H_s-Wert signalisiert allerdings einen Wandel bezüglich Artenzahl

und Individuenverteilung. Die zu erwartende Steigerung von n verläuft aber wegen des relativ hohen H_v gleichmäßig über alle vorhandenen Verbreitungstypen. Dies bedeutet eine Zunahme sowohl der weitverbreiteten als auch der europäischen und südlichen Typen, wobei dann wohl letztere durch Arten vertreten werden, die weniger xerothermophil sind. Diese Sukzessionsrichtung wird durch den vermutlichen Laubwaldindikator Ocypus olens angezeigt, der auch auf Mo_2 relativ häufig ist. Wie auch schon auf Mo_1 und besonders Mo_3 werden euryöke Waldarten die oberen Dominanzklassen einnehmen (in der "set-subset"-Kombination Art-Individuum), ohne allerdings, wie auf diesen beiden Standorten schon geschehen, die südlichen Elemente, zumindest zunächst nicht, so stark zurückzudrängen. Dies bedeutet, daß auf Mo_2 zwar die Zahl der xerothermophilen Arten lange erhalten bleibt, daß sich jedoch ihre Individuenabundanz, also die Häufigkeit ihres Auftretens, verringern wird.

Die euryöken Waldarten Abax ater und Pterostichus madidus bestimmen das Bild der Coleopterenzönose auf Mo_1 und Mo_3. Während Carabus auratus das rezente Stadium dieser Standorte als offene, nicht zu trockene Flächen charakterisiert, zeigen die beiden Waldarten die Richtung der Sukzession an. Mo_3 weist dabei die höchste Diversität (H_s) aller untersuchten Standorte auf. Dies ist begründet durch die hohe Artenzahl bei niedrigem Dominanzwert der häufigsten Art. Da auch $H_v(Mo_3)$ höher als bei Mo_1 liegt, bedeutet dies eine schon vollzogene starke Sukzession weg vom xerothermen Standort, ohne daß der xerotherme Charakter schon völlig geschwunden ist. Hierdurch bietet Mo_3 sowohl euryöken Waldarten als auch stenöken und euryöken Feldtieren optimale Bedingungen, ohne daß die xerothermen Arten völlig verdrängt werden. Die gegenüber Mo_1 weiter fortgeschrittene Sukzession ergibt sich auch daraus, daß für Mo_3 die euryöke (aber stenöker als z.B. Abax ater) Waldart Carabus coriaceus und für Mo_1 die trockenpräferente euryöke Feldart Platydracus stercora-

rius als Differentialarten auftreten. Die große Stabilität (H_s) von Mo_3 gründet sich sowohl auf das hohe n als auch auf das relativ hohe J_s. Hier ist also weder mit einer Artenzunahme noch mit wesentlichen Verschiebungen der Individuenabundanzen zu rechnen. Dafür wird bei höchstem v $J_v(Mo_3)$ nur noch von $J_v(Wi_1)$ unterboten, was eine Verschiebung der Verbreitungstypen-Abundanzen erwarten läßt. Diese Verschiebung kann nur über eine Veränderung der Artenzusammensetzung erfolgen. Da durch Pterostichus madidus und Abax ater das Wuchspotential bestimmt ist, kann diese Veränderung nur in einer Abnahme sowohl der wenigen noch vorhandenen xerothermophilen südlichen Elemente als auch in einem späteren Stadium der stenöken Feldtiere bestehen. Da jedoch Artenzahl und Individuenabundanzen relativ stabil sind, wird im wesentlichen ein Austausch im rezedenten und subrezedenten Bereich stattfinden, der sich neben der oben erwähnten Typenabnahme in einem Angleichen besonders der Verbreitungstypen H, F, E und G dokumentieren wird. Mo_1 mit niedrigerem J_s aber höherem J_v als Mo_3 wird sich also zunächst in der Artenzusammensetzung nicht so stark verändern wie Mo_3, dafür aber die Individuenabundanzen Mo_3 angleichen.

Die Sukzessionsstadien am Koppenachberg sind demnach folgendermaßen gekennzeichnet. Das erste, xerotherme Stadium, repräsentiert durch Mo_2, ist dadurch gekennzeichnet, daß sich die Zahl der derzeit schon relativ häufigen xerothermen Arten sogar noch vergrößern kann und diese relativ lange vorhanden sein werden, daß sie jedoch in Bezug auf die Individuenzahlen seltener werden. Allmählich treten dann weitere Waldindikatoren in den oberen Dominanzklassen auf, die im dritten Stadium am stärksten vertreten sind. Dieses dritte Stadium ist zugleich das stabilste, wenn man H_s und H_v zusammenfaßt. Hier hat schon eine sehr starke Sukzession weg vom xerothermen Stadium stattgefunden, ohne daß allerdings alle xerothermophilen Elemente verschwunden sind. Der weitere Verlauf geht dann über ein Verschwinden der noch verbliebenen "südlichen"

Elemente, was sich allerdings nur noch im rezedenten und subrezedenten Bereich abspielt. Hier ist also weder das xerothermste noch das am weitesten auf das Endstadium fortgeschrittene Stadium am instabilsten. Unter Anwendung der Theorie von MARGALEF (1968) auf dieses Phänomen kann man sagen, daß das System im primären xerothermen Zustand zunächst, solange es "sinnvoll" erscheint, versucht, die Entropiebildungsrate möglichst gering zu halten, also durch Informationsanhäufung einen stabilen Zustand zu erreichen, dieses "Vorhaben" aber sofort aufgibt, wenn sich herausstellt, daß die "external inputs" doch zu stark werden, um ihnen auf die Dauer Widerstand leisten zu können. Die darauffolgenden Stadien werden dann sehr schnell durchlaufen, um möglichst bald wieder in einen stabileren Zustand zu gelangen, in diesem Beispiel repräsentiert durch Mo_3. Die Vermutung von CLEMENTS (1928), daß "in nearly all cases of subclimaxes, i.e., of premature stabilization, the activities of man will nearly always prove to be concerned in a large degree", kann damit zumindest für diesen Standort bestätigt werden, da diese xerothermen Gebiete vom Menschen erst geschaffen wurden (vgl. 1.).

Der durch ein nur mit Winningen vergleichbares Mikroklima ausgezeichnete Standort Ha_3 besitzt neben niedrigem H_s, sehr niedrigem J_s und ebenfalls sehr niedrigem J_v eine sehr hohe Verbreitungstypen-Diversität. Er ist damit deutlich gegenüber Ha_1 und Ha_2 abgesetzt, die relativ hohe J_v-, H_s- und J_s-Werte bei mittleren H_v-Werten aufweisen. Der trotz sehr hoher Artenzahl geringe H_s-Wert ist durch die Dominanzstruktur bedingt. Der niedrige J_s-Wert zeigt auch, daß über eine Abflachung der Dominanzkurve, in diesem Fall über eine Abnahme der Individuenabundanz von den nur hier häufigen Arten Liparus coronatus und Asida sabulosa eine ziemlich schnelle Veränderung zu erwarten ist. Der sehr hohe H_v-Wert ist auf die relativ gleichmäßige Verteilung von südlichen, europäischen und weitverbreiteten Arten zurückzuführen. Der nicht sehr

hohe J_v-Wert deutet jedoch schon an, daß gewisse Veränderungen in der Artenzusammensetzung zu erwarten sind. Aufgrund des Mikroklimas wären hier viel mehr xerothermophile Arten zu erwarten als wirklich vorhanden sind. Carabus coriaceus und Ocypus ophthalmicus sind allerdings als euryöke Waldarten und damit als Indikatoren für das Wuchspotential dieses Standortes nicht sehr stark vertreten. Den Hauptteil der dominanten Arten stellen euryöke und stenöke Arten des offenen Geländes. Die Veränderung der Biozönose wird also über eine Abnahme der Individuenzahl besonders von Asida sabulosa und ein Ersetzen der stenöken und euryöken Feldarten durch euryöke Waldarten verlaufen. Trotz des gegenüber Mo_2 weit extremeren Mikroklimas kann hier nicht im Gegensatz zu jenem von einem ausgesprochen xerothermen Standort gesprochen werden. Dies ändert sich auch nicht durch die hohe Abundanz von Asida sabulosa. Aufgrund der Individuenabundanzen von Carabus auratus und Opatrum sabulosum ist Ha_3 zwar als deutlich wärmer, doch auch weniger trocken als Mo_2 zu bezeichnen. Ha_1 und Ha_2 sind zwar in ihrer Artenzusammensetzung deutlich unterschieden, sowohl voneinander als auch jeweils von Ha_3, doch liegen ihre H- und J-Werte sehr dicht beisammen. Lediglich $J_s(Ha_1)$ ist deutlich höher, höher auch als der J_s-Wert aller Untersuchungsgebiete. Da sich alle Werte im oberen Skalenbereich bewegen, bedeutet dies zunächst, daß weder bezüglich der Arten- noch der Verbreitungstypen-Mannigfaltigkeit starke Veränderungen zu erwarten sind, daß Ha_1 jedoch die für diesen Standort augenblicklich maximale Stabilität bezüglich der Individuenverteilung aufzuweisen hat. Da sich jedoch die Artenzusammensetzung aller drei Standorte deutlich unterscheidet, ist auf dem Hammelsberg insgesamt noch eine sehr unausgeglichene Biozönose zu verzeichnen, die auch entsprechend der $H_s(Ha_{1-3})$- und $H_v(Ha_{1-3})$-Werte nicht stabil ist. Das hohe $J_v(Ha_{1-3})$ zeigt aber daß diese zu erwartende Entwicklung weniger über einen Austausch der die schon vorhandenen Verbreitungstypen repräsentierenden

Arten verlaufen wird als vielmehr über eine Zunahme von Arten, die neue Verbreitungstypen vertreten. Dies gilt besonders für Ha_1 und Ha_2, während auf Ha_3 wohl nur ein Artenaustausch unter den schon vorhandenen Typen stattfinden wird. Diese im Gegensatz zu den Individuenabundanzveränderungen bei Ha_3 nur langsam ablaufende Sukzession in Richtung Ha_1 und Ha_2 wird im wesentlichen durch eine relative Abnahme des südlichen Typs D charakterisiert sein. Insgesamt gesehen bleiben die jetzt am Hammelsberg vorhandenen Arten beziehungsweise die durch sie repräsentierten Öko- und Verbreitungstypen erhalten, lediglich die Dominanzkurve wird sich abflachen. Die euryöken Waldarten sind schwach vertreten, auch deuten einige rezedente xerothermophile Arten sowie Asida sabulosa auf einen immer noch xerothermen Charakter des Hammelsberges hin. Dieser verfügt zwar nicht über in dieser Weise xerotherme Inseln wie der Koppenachberg, doch ist er insgesamt in der Sukzession noch nicht so weit fortgeschritten wie jener.

Die in dieser Beziehung große Ähnlichkeit zwischen dem Hammelsberg und dem Schenkelsberg drücken auch der $H_{diff}(v)$- und der $H_{diff}(s)$-Wert aus. Auch hier sind euryöke Waldarten in den oberen Dominanzklassen nur schwach vertreten und bis auf wenige rezedente und subrezedente Arten fehlen die xerothermophilen Elemente. Auch hier ist ein deutlich abgesetzter Standort (Mi_3) zu verzeichnen, der hier allerdings etwas trockener und nicht wärmer ist als die beiden übrigen. Der das am weitesten fortgeschrittene Sukzessionsstadium repräsentierende Standort Mi_1 zeigt, wie auch am Hammels- und Koppenachberg, die höchste Artendiversität, da hier für Arten der unterschiedlichsten ökologischen Valenz Existenzmöglichkeiten bestehen. Wie auf dem vergleichbaren Standort des Hammelsberges (Ha_3) ist der J_v-Wert auf Mi_3 relativ niedrig. Im Gegensatz zu diesem ist aber auf Mi_3 der J_s-Wert sehr hoch, was sich dann auch in einem höheren H_s-Wert widerspiegelt. Dies liegt darin begründet, daß auf Mi_3 keine xerothermo-

phile Art entsprechend Asida sabulosa in hoher Dominanz vorhanden ist, deren Individuenabundanz sich bei anlaufender Sukzession verringern müßte. Wie auch am Koppenach- und Hammelsberg ist bei Zusammenfassung von H_S und H_V dem in der Sukzession am weitesten fortgeschrittenen Standort die höchste Stabilität zuzusprechen. Dies zeigt also, daß im klimatisch begünstigteren Moseltal die Entwicklung der mesophileren Standorte zu Wald nicht unbedingt langsamer erfolgen muß als im Muschelkalkgebiet des südöstlichen Saarlandes.

Zusammenfassend läßt sich erkennen, daß H nicht unbedingt die Annäherung an einen Klimaxzustand in kontinuierlicher Weise angibt. Weder die Maßzahl für die Arten- noch für die Verbreitungstypen-Diversität kann für sich allein betrachtet ein Sukzessionsstadium erkennen lassen. Deren Kombination in Verbindung mit der Analyse der Indikatororganismen erlaubt erst, eine solche Sukzessionsfolge aufzustellen. Bei einem Fehlen von Indikatorarten versagt diese Methode völlig, wie am Beispiel Winningen gezeigt werden konnte. Hier konnte aber über die Diversitätsberechnungen und die Betrachtung der ökologischen Valenz der Arten das rezente Stadium definiert werden. Dabei zeigte sich, daß "unnatürliche", also anthropogene Belastung, sich viel stärker in den H-Werten niederschlugen als andere, "natürliche" Faktoren. Die Theorie der räumlichen Heterogenität als Grundlage der Diversität braucht deshalb nicht verworfen werden, da die auftretende Belastung die unzweifelhaft vorhandenen ökologischen Nischen weitgehend abriegelt, sich, bildlich gesprochen, wie ein Tuch über den Biotop legt und ihn "homogenisiert". So gesehen bedingt also weiterhin geringe räumliche Heterogenität niedrige Diversität.

Der Zusammenhang zwischer hoher Diversität und hoher Stabilität konnte deutlich aufgezeigt werden, was allerdings, wie ebenfalls zu sehen war, nicht bedeuten muß, daß "reifere" Systeme unbedingt höhere Stabilität aufweisen müssen. Die höhere Stabilität der fortgeschritten-

sten Sukzessionsstadien am Hammels-, Koppenach- und Schenkelsberg beruht auf der inneren Struktur der Coleopterenzönosen. Um MARGALEF's (1968) Theorie zu verwenden, haben die hier konstituierten Gemeinschaften die nun noch folgenden Umweltveränderungen schon "erlernt", indem hier ein hoher Anteil euryöker Waldarten aufgenommen wurde, so daß sie also nun keine oder kaum neue Information aufnehmen müssen, wenn die Veränderung in Richtung Wald fortschreitet. Die zukünftige Entwicklung dieser Systeme ist also von "external inputs" weitgehend unabhängig, im Gegensatz zur Coleopterenzönose auf Mo_2. Hier "glaubt" die Gemeinschaft zunächst, sich auf einen xerothermen Zustand einstellen zu müssen und richtete die Informationsanhäufung dahingehend aus, so daß für die jetzigen Umweltverhältnisse ein relativ stabiler Zustand erreicht wurde. Da dieses Stadium aber - bewiesen durch die Sukzessionsfolge am Koppenachberg - als primär, also "unreif", angesehen werden muß, ist diese Gemeinschaft nicht aus sich selbst heraus stabil, sondern ist fast ausschließlich von den außerhalb des Systems liegenden Faktoren, wie Mikroklima, Vegetationsstruktur, Boden etc. abhängig. Dies zeigt, daß keiner der untersuchten xerothermen Standorte als "natürlich" bezeichnet werden kann. Die weitere Entwicklung von Mo_2 wird etwa durch Ha_3 dokumentiert, einem "pseudoxerothermen" Standort mit extremem Mikroklima, dessen Coleopterenzönose einige xerothermophile Arten durchaus auch im oberen Dominanzbereich besitzt, aber einen ebenso starken Anteil an euryöken Feld- und Waldarten aufweist. Solche Stadien werden sehr schnell durchlaufen, sind also am instabilsten, da die Gemeinschaft möglichst schnell wieder eine Phase erreichen muß, in der ihr Informationsgehalt ausreicht, auch die zukünftige Entwicklung mit möglichst wenig Änderungen zu vollziehen. Daher können Stadien mit hohem Anteil euryöker Waldarten u n d hohem Anteil xerothermophiler Arten nicht stabil sein.

Der Charakter der potentiellen Naturlandschaft konnte zwar, besonders deutlich am Koppenachberg, etwas weniger

gut am Hammels- und Schenkelsberg, umrissen werden, doch fehlen für die genaue Bezeichnung des Wuchspotentials grundlegende Untersuchungen über die genauen Präferenzbiotope der als Indikatoren erkannten euryöken Waldarten. Aus unterschiedlichen Gebieten Mitteleuropas werden auch verschiedene Präferenzbiotope gemeldet, was mit Sicherheit nicht auf Untersuchungsfehler zurückzuführen ist. Gerade im Saar-Mosel-Raum fehlen aber diese Untersuchungen, beziehungsweise befinden sich erst in den Anfangsstadien, so daß nur Vermutungen ausgesprochen werden können. Abax ater erreicht sein Aktivitätsabundanz-Maximum in der Umgebung von Saarbrücken in sehr alten, reinen Buchenbeständen (REIS 1974), während Carabus coriaceus und Pterostichus madidus auf thermophilen orchideenreichen, lichten, jüngeren Eichen-Buchen-Beständen relativ häufig sind. Somit könnte man - bei allem Vorbehalt - relativ deutlich für den Koppenachberg, etwas weniger deutlich für den Hammelsberg, das Wuchspotential auf eine thermophile Waldgesellschaft, zwischen Eichen-Hainbuchenwald und Carici-Fagetum einengen, wobei die größere Wahrscheinlichkeit dem Querceto-Carpinetum zukommt. Dies liegt zumindest in der Richtung des von MÜLLER,P.(1971,1972b) für den Hammelsberg-Südhang postulierten,etwas weiter gefaßten Querco-Fagetea-Wald. Die hier zur Zeit vorherrschenden Pflanzengesellschaften des Bromion-Verbandes verdanken ihre Existenz anthropogenem Einfluß (vgl. SCHMITHÜSEN 1940, HARD 1964, MÜLLER,P.1971,1972b, ANT 1972) und nähern sich dementsprechend auch wieder bei Reduzierung beziehungsweise Beendigung bewirtschaftender Maßnahmen einer dem gegenwärtigen Wuchspotential entsprechenden Vegetation, die nach SCHMITHÜSEN (1940) wahrscheinlich ein Eichen-Hainbuchen-Wald (Querceto-Carpinetum) oder ein Eichen-Elsbeeren-Wald (Querceto-Lithospermetum) ist. Letztere Pflanzengesellschaft breitet sich auch auf den wärmsten und trockensten Standorten des Muschelkalkgebietes im mittleren und oberen Wesergebiet aus (LOHMEYER & RABELER 1965). Obwohl für das Querceto-Lithospermetum kein Bio-

indikator gefunden werden konnte, kann, aufgrund des oben gesagten, diese potentiell natürliche Vegetation nicht ausgeschlossen werden. Das Stattfinden einer Sukzession auch am Schenkelsberg konnte durch die Diversitätsuntersuchungen belegt werden, die jedoch aufgrund des mesophileren Charakters (im Vergleich zum Moseltal, nicht unbedingt innerhalb des Bliesgaues) weniger ausgeprägt ist als etwa am Koppenachberg, allein schon aufgrund der schwachen Präsenz euryöker Waldarten. Aus diesem Grund und Mangels Information über die Präferenzbiotope der wenigen Waldindikatoren kann für den Schenkelsberg die potentiell natürliche Vegetation nicht auf eine bestimmte Waldgesellschaft festgelegt werden. An dieser Stelle soll nochmals darauf hingewiesen werden, daß sowohl für die Sukzessionsuntersuchungen als auch für die Frage nach der potentiellen Naturlandschaft nur die Coleopterenfauna der Bodenoberfläche als Grundlage diente. Diese Ergebnisse müßten durch quantitativ auswertbare Käscherfänge für Coleopteren und durch quantitative Untersuchungen anderer Tiergruppen abgesichert werden. Ganz allgemein läßt sich nämlich schon aufgrund der stichprobenartigen Hand- und Käscherfänge zeigen, daß die Coleopterenfauna der Kraut- und Strauchschicht auf den meisten Untersuchungsflächen einen xerothermeren Charakter aufweist als die Fauna der Bodenoberfläche. Dies wird auch durch das Auftreten xerothermophiler Arten anderer Tiergruppen, wie Coptosoma scutellatum, Oecanthus pellucens, Cicadetta montana, Mantis religiosa u.a. (vgl. Tab.18 Anhang) unterstrichen. Dies dürfte im wesentlichen auf die Temperaturverhältnisse bei unterschiedlicher Vegetationsstruktur zurückzuführen sein. Sehr kurzrasige Flächen besitzen aufgrund der direkten Bodenbestrahlung die höchsten Temperaturwerte an der Bodenoberfläche, bei langem Gras liegt die wärmste Schicht nicht an der Oberfläche des Rasens, sondern in einem mittleren Stauraum (WATERHOUSE 1950), bei dichtem Brachypodium-Rasen z.B. ist die Temperaturdifferenz zwischen Boden und Rasenoberfläche viel weniger deutlich als etwa bei Bromus-Rasen (CHAUVIN & D'AGUILAR 1946)(vgl.

z.B. Mo_2 und Mi_2, Abb.3 und Tab.8, Tab.11).

Auf fast allen Standorten des Muschelkalkgebietes fielen die relativ zahlreich vorkommenden seltenen Arten auf, die, von Ausnahmen abgesehen, nicht xerothermophil sind. Ihre Existenzmöglichkeit verdanken sie einerseits der Tatsache, daß die potentiell natürliche Vegetation eine Waldgesellschaft ist, andererseits der geringen anthropogenen Beeinflussung dieser Gebiete. Damit gewinnen die xerothermen Standorte des Saar-Mosel-Raumes doppelte Bedeutung. Sie stellen sowohl Refugien für xerothermophile Arten als auch für inzwischen äußerst selten gewordene oder schon immer selten gewesene Arten völlig anderer ökologischer Valenz dar. Jede dieser Arten repräsentiert einen Faktor des betreffenden Ökosystems. Daher ist, solange die Verflechtung der einzelnen Faktoren so wenig bekannt sind, der Schutz jeder Art ein notwendiger Beitrag zum Funktionieren eines Ökosystems, oder anders ausgedrückt, nur über eine Erhaltung eines Ökosystems als Gesamtheit können nicht vorhersehbare Einbrüche im "Haushalt der Natur" vermieden werden (vgl. PEUS 1961, ODUM 1967, BUCHWALD 1968, ANT 1971, ERZ 1971, WILMANS 1971, MÜLLER,P.1972a, ELLENBERG 1973).

Die Frage nach der Urlandschaft konnte durch die vorliegende Untersuchung nicht geklärt werden. Hinweise in dieser Richtung können nur über in diesem Gebiet auftretende sub- oder semispezifisch differenzierte Arten sowie Untersuchungen der genetischen und ökologischen Struktur deren Areale erfolgen (vgl. 1.). Solche wurden weder im Rahmen der Erfassung der Coleopteren für die vorliegende Arbeit gefunden, noch sind sie aus der Literatur bekannt, im Gegensatz etwa zu Lepidopteren (vgl. DE LATTIN 1967).

Obwohl durch diese Untersuchung nur ein Stratum, die Bodenoberfläche, qualitativ und quantitativ auf seine Coleopterenzönose bearbeitet wurde, konnte deutlich gemacht werden, daß auf der Basis statistisch auswertbarer quantitativer Aufnahmemethoden auch bei der Fauna Aussagen

über Sukzession, Stabilität und Wuchspotential generell möglich sind. Wenn auch Fragen, besonders bezüglich der potentiell natürlichen Vegetation, offen bleiben mußten, weil die ökologischen Daten fehlten, so bleibt doch festzustellen, daß der aufgezeigte Weg über eine Indikatorenanalyse und Diversitätsuntersuchungen mit der S-W-Funktion einen umfangreichen Beitrag zur Erforschung der rezenten und zukünftigen Situation der Landschaft darstellt. Doch sollte man nicht so weit gehen wie HÖSER (1973), der postulierte, daß H_s "im strengen Sinne eine Meßgröße des Ökosystems oder des Ökosystem-Teiles, dem die damit beschriebene Artengemeinschaft angehört," darstellt, da durch die Artenmannigfaltigkeit H_s nur ein Teilbereich des strukturalen Aufbaus einer Biozönose erfaßt wird und die Energieflüsse dabei völlig unberücksichtigt bleiben (vgl. LEVINS 1966).

6. Zusammenfassung

Innerhalb des Saar-Mosel-Raumes stellen xerotherme Standorte Mikro-Ökosysteme dar, deren Analyse in mehrerer Hinsicht von biogeographischem Interesse ist. Einerseits beherbergen diese Gebiete Tierformen, die als Xerothermrelikte interpretiert werden, andererseits findet sich auf den gleichen Standorten eine Anzahl von "Waldtieren". Eine Untersuchung der hier vorkommenden Fauna läßt demnach kleinräumig-landschaftsbezogene Aussagen erwarten.

Aus diesen xerothermen Standorten wurden folgende vier Untersuchungsgebiete ausgewählt: Der Hammelsberg bei Perl an der Mosel im westlichen Saarland, der Koppenachberg bei Montenach in Nordlothringen und der Schenkelsberg bei Mimbach im südöstlichen Saarland als Muschelkalkstandorte sowie brachliegende Weinbergterrassen bei Winningen an der unteren Mosel auf devonischem Schiefer.

Als Grundlage der Arbeit diente die Coleopterenfauna,

die weitestgehend den Anforderungen des Auswertungsmodus genügte. Die Erfassung erfolgte mit Hilfe der Formalinfallenmethode, die eine quantitative Auswertung der damit festgestellten Aktivitätsabundanz ermöglichte. Hand-, Licht- und Käscherfänge ergänzten die qualitative Aufnahme. Als Ergebnis konnte eine Liste von 334 Arten vorgelegt werden, die sich auf 37 Familien verteilen. Die Fallenauswertung erbrachte eine deutliche Arten- und Individuendominanz der Staphylinidae und Carabidae.

Die Pflanzengesellschaften der Untersuchungsflächen, die klimatischen Verhältnisse sowie die Bodenazidität wurden als für die Biozönosen wichtige exogene Faktoren ebenfalls erfaßt.

Die Auswertung der quantitativen Aufnahmen erfolgte über eine Analyse der Indikatorenqualität einzelner Arten für die potentielle Naturlandschaft, die Arten- und die Verbreitungstypen-Diversität. Die Berechnungen hierfür basieren auf der aus der Informationstheorie stammenden sogenannten SHANNON-WIENER-Funktion $H = \sum_i p_i \ln p_i$. Diese bildet ebenfalls die Grundlage für eine Analyse des Grades der Gleichmäßigkeit der Häufigkeitsverteilung, d.h. auch der Annäherung an eine maximal mögliche Diversität der Zönose. Da H gleichzeitig auch die Information und Entropie eines Systems angibt, wurden die ermittelten Coleopterenzönosen der einzelnen Standorte auf ihre informationstheoretische Aussagekraft überprüft. Ein weiteres Ziel war die Klärung des Zusammenhanges zwischen Diversität, Stabilität und der relativen zeitlichen Einordnung von Sukzessionsstadien.

Die Ergebnisse lassen sich in folgenden Punkten zusammenfassen:

1. Diversitätsuntersuchungen auf der Basis der SHANNON-WIENER-Funktion erlauben weitreichendere, klarer faßbare und objektivere Schlußfolgerungen als bisher mit herkömmlichen Methoden möglich war.
2. Die richtige Interpretation von H kann jedoch nur

über herkömmliche Methoden abgesichert werden.

3. Die Aufspaltung von H in die Zahl der gewählten Einheiten und die Struktur der Verteilung der Untereinheiten ist wesentlich für die Bestimmung des für die Größe von H am meisten verantwortlichen Faktors.
4. H kann als relatives Maß für die Stabilität einer Lebensgemeinschaft angesehen werden. Der Wahl der "set-subset"-Einheiten kommt hierbei aber je nach der "Stabilität-Bezugseinheit"(Struktur, "food-web", Energiefluß etc.) entscheidende Bedeutung zu.
5. Erst die Berechnung der Arten- u n d Verbreitungstypen-Diversität machte es möglich, diese Stabilität auf die Artenzusammensetzung und/oder die Individuenverteilung zu beziehen.
6. Höhere Diversität und damit meist höhere Stabilität bedeutet nicht unbedingt, daß die Coleopterenzönose ihrem Klimaxzustand näher ist als eine Gemeinschaft mit niedrigerem H.
7. Durch die Kombination von Diversitätsuntersuchungen und Analysen der Bioindikatoren können Sukzessionsstadien der Biozönosen in ihrer Relation zueinander erkannt werden.
8. Ein stabiler Zustand "unreiferer" Zönosen ist wesentlich stärker von exogenen Faktoren abhängig als eine dem Klimaxstadium näher stehende stabile Gemeinschaft.
9. Die relative Geschwindigkeit des Verlaufs einer Sukzession kann aus der Individuen- und Artendominanz der Indikatororganismen sowie dem Unterschied zwischen den H-Werten ermittelt werden.
10. Diversitätsuntersuchungen erlauben keine Aussagen über Sukzessionsvorgänge bei geänderten Umweltverhältnissen.
11. Der Grad der räumlichen Heterogenität steht in direktem Zusammenhang mit der Größe der Diversität.
12. Anthropogene Belastung, hier Insektenschutzmittel und Mineraldüngung, verringert die Artenmannigfaltigkeit in weit stärkerem Maße als z.B. extremes Mikroklima.

13. Die brachliegenden Weinbergterrassen bei Winningen an einem Moselsteilhang beherbergen trotz des extrem warmen und trockenen Mikroklimas keine einzige xerothermophile Art. Die Coleopterenfauna setzt sich hier fast ausschließlich aus sehr euryöken Arten zusammen, von denen die meisten paläarktisch, holarktisch oder kosmopolitisch verbreitet sind und einige sogar als Ubiquisten bezeichnet werden können. Daneben findet sich auch keine Art, die als Indikator der potentiell natürlichen Vegetation angesehen werden könnte. Diese Artenzusammensetzung sowie die extrem niedrigen Diversitätswerte sind fast ausschließlich auf die anthropogene Belastung des Gebietes zurückzuführen.
14. Hammels-, Koppenach- und Schenkelsberg weisen jeweils xerotherme Extremstandorte auf, wobei diese Bezeichnung allerdings nur für Mo_2 (Koppenachberg) ihre volle Berechtigung hat.
15. Die vielfältigsten Habitatstrukturen finden sich am Koppenachberg, der Schenkelsberg stellt neben den Brachflächen bei Winningen den gleichförmigsten Biotop dar.
16. Der Koppenachberg besitzt neben dem xerothermsten auch den am weitesten auf ein Klimaxstadium hin fortgeschrittenen Standort.
17. Der Schenkelsberg nimmt für seinen geographischen Großraum (Bliesgau) den gleichen Stellenwert für die Fauna ein wie xerotherme Gebiete im Moseltal.
18. Das Wuchspotential der Brachflächen bei Winningen war nicht zu ermitteln, da die hier konstituierte Fauna primär der Belastung angepaßt ist. Am Schenkelsberg deuten nur einige, relativ schwach vertretene Arten den Waldcharakter der potentiell natürlichen Vegetation an. Das Wuchspotential des Hammels- und des Koppenachberges scheint bei einem Querceto-Carpinetum und/oder Caràci-Fagetum zu liegen, doch ist auch ein Querceto-Lithospermetum nicht auszuschließen. Die Methode, über Bioindikatoren das Wuchspotential

zu bestimmen, erwies sich als durchaus brauchbar, doch fehlen weitgehend genaue und umfangreiche Untersuchungen über die Präferenzbiotope der Arten in verschiedenen Teilen ihres Areals, beziehungsweise die vorliegenden Untersuchungen auch experimenteller Art reichen noch nicht aus.

19. Aufgrund des rezenten xerothermen Charakters der Muschelkalkstandorte, ihres als thermophile Waldgesellschaft definierten Wuchspotentials und des weitgehend reduzierten anthropogenen Einflusses stellen diese Gebiete Refugien für eine xerothermophile Fauna und sehr seltene Arten völlig anderer ökologischer Valenz, meist Kulturflüchter, dar.
20. Die Erhaltung des spezifischen Charakters dieser Gebiete kann nicht durch passive, sondern nur durch aktive Pflege, d.h. durch ein Aufhalten der Sukzession erfolgen.
21. Die Frage nach der Urlandschaft, also dem Charakter der xerothermen Gebiete vor Beginn des anthropogenen Einflusses, konnte durch die vorliegende Untersuchung nicht geklärt werden. Weder durch die Literatur, noch durch die im Rahmen der vorliegenden Arbeit gemachten Aufsammlungen wurden sub- oder semispezifische Differenzierungen bekannt, die sich auf dieses Gebiet beschränken. Dies wäre jedoch eine unumgängliche Notwendigkeit als Basis für diesbezügliche Untersuchungen.
22. Während die aufgezeigten Methoden allgemeine Gültigkeit besitzen, muß darauf hingewiesen werden, daß die Ergebnisse primär für das untersuchte Gebiet und die verwendete Tiergruppe gelten. Eine Verallgemeinerung auf andere Gebiete, andere Tiergruppen oder andere Strata kann nicht ohne Überprüfung erfolgen.

7. Literatur

AGRELL,I.(1945): The collemboles in the nests of warm-blooded animals with a method for sociological analysis. Kungl.Fysiogr.Sällsk.Handl.N.F.56(10):1-19.

ALLEE,W.C., EMERSON,A.E.,PARK,O.,PARK,T.,SCHMIDT,K.P.(1949): Principles of Animal Ecology, Philadelphia und London.

AMIET,J.-L.(1963): Le peuplement carabologique des forêts du Jura salinois. Recherches sur le rôle du climat et du tapis végétal dans la distribution de certains Carabiques. Mém.Soc.Nat.Sci.Nat.Math.Cherbourg, 5^{e} sér., 10:5-60.

- (1967): Les groupements de Coléoptères terricoles de la haute vallée de la Vésubie (Alpes-Maritimes). Mém. Mus.Nat.Hist.Nat., N.S.(Sér.A)46(2):125-214.
- (1968): Variabilité, extension et synécologie de l'entomocénose à Abax ater contractus (Abacetum contracti) dans les Alpes-Maritimes. Vie et Milieu, Sér.C, 19(2): 437-450.

ANDREWARTHA,H.G.& BIRCH,L.C.(1954): The Distribution and Abundance of Animals. Chicago.

ANT,H.(1963): Faunistische, ökologische und tiergeographische Untersuchungen zur Verbreitung der Landschnecken in Norddeutschland. Abh.Landesmus.Naturkde.Münster 25: 1-125.

- (1967a): Korrelierte Artengruppen und Mosaikkomplexe im Bereich des Fließwasser-Benthos. Schriftenr.Vegetationskde.2:193-204.
- (1967b): Das Auftreten von Odonaten-Imagines in einigen Pflanzengesellschaften des Lippe-Ufers. Schriftenr. Vegetationskde.2:237-240.
- (1968): Quantitative Untersuchungen der Landschneckenfauna in einigen norwestdeutschen Pflanzengesellschaften. in: TÜXEN,R.(Hrsg.): Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie. Den Haag. S.141-150
- (1969): Die malakologische Gliederung einiger Buchenwaldtypen in Nordwest-Deutschland. Vegetatio 18:374-386.

ANT,H.(1971): Arten- und Biotopschutz für Insekten. Natur und Landschaft 46(8):206-209.
- (1972): Ökologische Auswirkungen des Wechsels landwirtschaftlicher Nutzung auf die Tierwelt. Ber.Landwirtsch. 50:90-99.
ASHBY,W.R.(1956): An introduction to cybernetics. London.
BALOGH,J.(1938): Biosoziologische Studien über die Spinnenfauna des Sashegi (Adlerberg bei Budapest). Festschr. E.Strand 4:464-497.
- (1958): Lebensgemeinschaften der Landtiere. Budapest u. Berlin.
- (1963): Summary and conclusions on synecological aspects. in: DOEKSEN,J. & VAN DER DRIFT,J.(Hrsg.): Soil organisms. Amsterdam. S.446-453.
BANERJEE,B.(1970): A mathematical model on sampling diplopods using pitfall traps. Oecologia 4: 102-105.
BARBER,H.S.(1931): Traps for cave-inhabiting insects. J.Elisha Mitchell Sci.Soc.46: 259-265.
BARNES,R.D.(1953): The ecological distribution of spiders in non-forest maritime communities at Beaufort, North Carolina. Ecol.monogr.23: 315-337.
BASHARIN,G.P.(1959): On a statistical estimate for the entropy of a sequence of independent random variables. Monogr.Soc.Industr.Appl.Math.4: 333-336.
BECKER,J.(1972): Art und Ursachen der Habitatbindung von Bodenarthropoden (Carabidae[Coleoptera],Diplopoda, Isopoda) xerothermer Standorte in der Eifel. Diss.Köln.
BENICK,L.(1937): Die Käfer der Segeberger Höhle. Schr. Naturw.Ver.Schleswig Holstein 22: 146-176.
BENICK,G. & LOHSE,G.A.(1974): Familie Staphylinidae II, Aleocharinae(Callicerini). in: FREUDE,H.,HARDE,K.W. & LOHSE,G.A.: Die Käfer Mitteleuropas 5: 72-220.
BEREZINA,V.M.(1937): Die Veränderung der Entomofauna des Bodens beim Übergang aus Steppenverhältnissen in Waldverhältnisse. Rev.Entom.URSS 27: 77-112 (mit deutscher Zusammenfassung).
BERNARD,F.(1935): Observations sur quelques Coléoptères

Carabiques récoltés en Moselle au printemps 1933. Bull. Soc.Hist.Nat.Moselle 34(3e sér.,10): 267-270.

BEZZEL,E. & REICHHOLF,J.(1974): Die Diversität als Kriterium zur Bewertung der Reichhaltigkeit von Wasservogel-Lebensräumen. J.Ornith.115(1): 50-61.

BLANK-WEISSBERG,S.(1932): Bedeutung der Temperaturextremen in der Ökologie und Biogeographie. Ann.Mus.Zool.Polon. 9: 287-302.

BLONDEL,J., FERRY,C. & FROCHOT,B.(1973): Avifaune et végétation. Essai d'analyse de la diversité. Alauda 41(1/2): 63-84.

BODENHEIMER,F.S.(1931): Über die Temperaturabhängigkeiten von Insekten. III. Die Beziehungen der Vorzugstemperatur zur Luftfeuchtigkeit der Umgebung. Ztschr.vergl. Physiol.13: 740-747.

- (1934): Über die Temperaturabhängigkeiten der Insekten. IV. Über die Körpertemperatur der Insekten. Zool.Jb. Syst.Ökol.Geogr.66(1/2): 113-151.

BOMBOSCH,S.(1962): Untersuchungen über die Auswertbarkeit von Fallenfängen. Ztschr.angew.Zool.49: 149-160.

BONESS,M.(1953): Die Fauna der Wiesen unter besonderer Berücksichtigung der Mahd. Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 42: 225-277.

BORCHERT,W.(1938): Die Verbreitung der Käfer Deutschlands. Tatsachen und Folgerungen. Schönebeck.

BOSSE,I.(1967): Wiederbelebung biologisch verarmter Weinbergsböden, dargestellt am Beispiel des Regenwurmbesatzes. in: GRAFF,O. & SATCHELL,J.E.(Hrsg.): Progress in soil biology. Braunschweig. S.299-309.

BRAUN-BLANQUET,J.(1928): Pflanzensoziologie. Berlin.

BREHM,E. & HEMPEL,G.(1952): Untersuchungen tagesperiodischer Aktivitätsschwankungen bei Käfern. Naturwissenschaften 39: 265-266.

BRILLOUIN,L.(1951a): Maxwell's demon cannot operate: Information and entropy. J.appl.Physics 22: 334-337.

- (1951b): Physical entropy and information. J.appl.Physics 22: 338-343.

BRILLOUIN,L.(1959): La science et la théorie de l'information. Paris.
- (1964): Scientific uncertainty and information. New York u. London.
BROEN,B.V.(1965): Vergleichende Untersuchungen über die Laufkäferbesiedlung (Coleoptera, Carabidae) einiger norddeutscher Waldbestände und angrenzender Kahlschlagflächen. Dtsch.Entom.Ztschr.N.F.12(1/2): 67-82.
BRONN,H.G.(1843): Handbuch einer Geschichte der Natur. Bd. 2. Stuttgart.
BRUNDIN,L.(1934): Die Coleopteren des Torneträskgebietes. Ein Beitrag zur Ökologie und Geschichte der Käferwelt in Schwedisch-Lappland. Lund.
BUCHWALD,K.(1968): Landschaftsökologische Forschung als Grundlage und Voraussetzung der Landschaftsplanung. in: TÜXEN,R.(Hrsg.): Pflanzensoziologie und Landschaftsökologie. Den Haag. S.359-380.
BURMEISTER,F.(1939): Biologie, Ökologie und Verbreitung der europäischen Käfer auf systematischer Grundlage. 1.Band:Adephaga. Krefeld.
BUTZ,W.(1973): Odonaten als ökologische Indikatoren für saarländische Landschaften. Abh.Arbeitsgem.tier- u. pflanzengeogr.Heimatforsch.Saarl.4: 52-67.
CASPERS,H.(1950): Der Biozönose- und Biotopbegriff vom Blickpunkt der marinen und limnischen Synökologie. Biol.Zbl.69: 43-63.
CHAUVIN,R. & D'AGUILAR,J.(1946): Les données récentes de la microclimatologie et leur importance en écologie entomologique. Année biol.22: 165-195.
CLEMENTS,F.E.(1928): Plant succession and indicators. New York.
CLEMENTS,F.E. & SHELFORD,V.C.(1949): Bio-ecology. 4.Aufl. New York, London.
CROWELL,K.(1961): The effects of reduced competition in birds. Proc.Nat.Acad.Sci.47: 240-243.
- (1962): Reduced interspecific competition among the birds of Bermuda. Ecology 43: 75-88.

DAHL,E.(1960): Some measures of uniformity in vegetation analysis. Ecology 41: 805-808.
DAHL,F.(1896): Vergleichende Untersuchungen über die Lebensweise wirbelloser Aasfresser. Sitzungsber.Preuß. Akad.Wiss.Berlin 1896: 17-30.
- (1898): Experimentell-statistische Ethologie. Verh. dtsch.zool.Ges.1898: 121-131.
- (1903): Stufenfänge echter Spinnen am Riesengebirge. Sitzungsber.Ges.naturf.Freunde Berlin 1902: 185-203.
- (1907): Die mechanische Methode im Sammeln von Tieren. Zool.Anz.31: 917-919.
- (1908a): Das mechanische Sammeln als wissenschaftliche Forschungsmethode. Zool.Anz.32: 391-393.
- (1908b): Grundsätze und Grundbegriffe der biozönotischen Forschung. Zool.Anz.33: 349-353.
- (1909): Die alte und die neue faunistische Forschung. Zool.Anz.35: 97-101.
- (1912): Über die Fauna des Plagefenngebietes. Beitr. Naturdenkmalspflege 3: 341-407.
- (1921): Grundlagen einer ökologischen Tiergeographie. Jena.
DAHMEN,F.W.(1955): Soziologische und ökologische Untersuchungen über die Xerothermvegetation der Untermosel unter besonderer Berücksichtigung des Naturschutzgebietes Dortebachtal bei Klotten. Diss.Bonn.
DEEVEY,E.S.(1969): Specific diversity in fossil assemblages. Brookhaven Symp.Biol.22: 224-241.
DE LATTIN,G.(1957): Die Ausbreitungszentren der holarktischen Landtierwelt. Verh.dtsch.Zool.Ges.Hamburg 1956: 379-410.
- (1964): Die Verbreitung der sibirischen Faunenelemente der Lepidopteren in der Westpaläarktis. Natur u.Museum 94: 505-514.
- (1967): Grundriß der Zoogeographie. Stuttgart.
DEMPEWOLFF,U.(1964): Zur Insekten- und Molluskenfauna des Naturschutzgebietes "Schenkelsberg"/Saar. Naturschutz u.Landschaftspflge im Saarl.3: 116-124.

DEN BOER,P.J.(1965): Verbreitung von Carabiden und ihr Zusammenhang mit Vegetation und Boden. in: TÜXEN,R. (Hrsg.): Biosoziologie. Den Haag. S.172-183.

DICKMAN,M.(1968): Some indices of diversity. Ecology 49: 1191-1193.

DIEM,K.(1903): Untersuchungen über die Bodenfauna in den Alpen. Jb.St.Gallisch.Naturw.Ges.1901/02: 234-414.

DOUGLAS,G.W. & BALLARD,T.M.(1971): Effects of fire on alpine plant communities in the North Cascades, Washington. Ecology 52: 1058-1064.

DUNGER,W.(1963): Praktische Erfahrungen mit Bodenfallen. Entom.Nachr.4: 41-46.

- (1968): Die Entwicklung der Bodenfauna auf rekultivierten Kippen und Halden des Braunkohlentagebaues. Abh. Ber.Naturkundemus.Görlitz 43(2): 1-256.

DU RIETZ,G.E.(1921): Zur methodologischen Grundlage der modernen Pflanzensoziologie. Uppsala.

- (1932): Vegetationsforschung auf soziationsanalytischer Grundlage. Handb.biol.Arbeitsmeth.11(5): 293-480.

EIS,F.H.(1965): Weinbau und Weinwirtschaft an Mosel, Saar und Ruwer. Ein Weinbaugebiet mit weltweitem Ruf! Der dt.Weinbau 20: 4 S.

EKMAN,S.(1940): Begründung einer statistischen Methode in der regionalen Tiergeographie. Nebst einer Analyse der paläarktischen Steppen- und Wüstenfauna. Nova Acta Reg.Soc.Sci.Upsal.(Ser.4)12(2): 67-117.

ELLENBERG,H.(1973): Ziele und Stand der Ökosystemforschung. in: ELLENBERG,H.(Hrsg.): Ökosystemforschung. Berlin, Heidelberg, New York. S.1-31.

ELTON,C.(1927): Animal ecology. London.

- (1953): The ecology of animals. 3.Aufl.(Repr.), London, New York.

ELTON,C.S. & MILLER,R.S.(1954): The ecological survey of animal communities: with a practical system of classifying habitats by structural characters. J.Ecol.42: 460-496.

ERZ,W.(1971): Landschaftsplanung, Tierökologie und Bio-

topgestaltung. Natur u.Landschaft 46: 203-206.
FISCHER,F.(1963): Geomorphologische Beobachtungen zwischen dem mittleren Oberrhein und der mittleren Mosel. Ann. Univ.Sarav., Scientia, 10(1962): 13-48.
FISHER,R.A., CORBET,A.S. & WILLIAMS,C.B.(1943): The relation between the number of species and the number of individuals in a random sample of an animal population. J.Anim.Ecol.12: 42-58.
FITTKAU,E.J.(1973): Artenmannigfaltigkeit amazonischer Lebensräume aus ökologischer Sicht. Amazoniana 4: 321-340.
FLECHTNER,H.-J.(1966): Grundbegriffe der Kybernetik. Stuttgart.
FRÄNZLE,O.(1974): Biophysikalische Aspekte der floristischen Diversität des tropischen Regenwaldes. Biogeographica 5 (im Druck).
FRANZ,H.(1930): Untersuchungen über den Wärmehaushalt der Poikilothermen. Biol.Zbl.50: 158-182.
- (1931): Über die Bedeutung des Mikroklimas für die Faunenzusammensetzung auf kleinem Raum. Ztschr.Morph. Ökol.Tiere 22: 587-628.
- (1933): Auswirkungen des Mikroklimas auf die Verbreitung mitteleuropäischer xerophiler Orthopteren. Zoogeographica 1: 551-565.
- (1936): Die thermophilen Elemente der mitteleuropäischen Fauna und ihre Beeinflussung durch die Klimaschwankungen der Quartärzeit. Zoogeographica 3: 159-320.
- (1939a): Grundsätzliches über tiersoziologische Aufnahmemethoden mit besonderer Berücksichtigung der Landbiotope. Biol.Rev.Cambridge Phil.Soc.14: 369-398.
- (1939b): Steppenrelikte in Südostmitteleuropa und ihre Geschichte. Verh.VII.int.Kongr.Entom.Berlin(1938) 1: 102-117.
- (1950a): Bodenzoologie als Grundlage der Bodenpflege. Berlin.
- (1950b): Qualitative und quantitative Untersuchungsmethoden in Biozönotik und Ökologie. Acta biotheor.9: 101-114.

FRANZ,H.(1951): Der "hochalpine" Charakter der Felsheidenfauna in den Ostalpen. Biol.Gen.19: 299-311.
- (1953): Der Einfluß verschiedener Düngungsmaßnahmen auf die Bodenfauna. Veröff.Inst.angew.Pflanzensoz.Kärnten 11: 1-50.
- (1963a): Biozönotische und synökologische Untersuchungen über die Bodenfauna und ihre Beziehungen zur Mikro- und Makroflora.in: DOEKSEN,J. & VAN DER DRIFT,J.(Hrsgg.): Soil organisms. Amsterdam. S.345-367.
- (1963b): Die hochspezialisierten terricolen Coleopteren der Iberischen Halbinsel als Indikatoren natürlichen Waldlandes. Eos,Rev.esp.Entom.39: 221-255.
- (1970): Die gegenwärtige Insektenverbreitung und ihre Entstehung. in: FRANZ,H. & BEIER,M.: Die geographische Verbreitung der Insekten.Handb.Zool.4(2)1/6: 1-111.

FREITAG,R., HASTINGS,L., MERCER,W.R. & SMITH,A.(1973): Ground beetle populations near a kraft mill. Can.Entom. 105: 299-310.

FREUDE,H., HARDE,K.W. & LOHSE,G.A.(Hrsg.)(1964): Die Käfer Mitteleuropas Bd.4: Staphylinidae I. Krefeld.
- (1965): dto. Bd.1: Einführung in die Käferkunde.
- (1966): dto. Bd.9: Cerambycidae, Chrysomelidae.
- (1967): dto. Bd.7: Clavicornia.
- (1969): dto. Bd.8: Teredilia, Heteromera, Lamellicornia.
- (1971): dto. Bd.3: Adephaga 2, Palpicornia, Histeroidea, Staphylinoidea 1.
- (1974): dto. Bd.5: Staphylinidae II.

FRIEDERICHS,K.(1927a): Grundsätzliches über die Lebenseinheiten höherer Ordnung und den ökologischen Einheitsfaktor. Naturwissenschaften 15: 153-157, 182-186.
- (1927b): Die Bedeutung der Biocönosen für den Pflanzenschutz gegen Tiere. Ztschr.angew.Entom.12: 385-411.
- (1930): Die Grundfragen und Gesetzmäßigkeiten der land- und forstwirtschaftlichen Zoologie. 1.Band: Ökologischer Teil. Berlin.
- (1962): Ist das Ganze der Flora und Fauna im Agrarbiotop eine Lebensgemeinschaft? Ztschr.Pflanzenkrankheiten

u.Pflanzenschutz 69: 193-199.
GANGLBAUER,L.(1892): Die Käfer von Mitteleuropa. 1.Band Familienreihe Caraboidea. Wien.
- (1895): dto. 2.Band: Familienreihe Staphylinoidea 1.Theil.
- (1899a): dto. 3.Band, 1.Hälfte: Familienreihe Staphylinoidea 2.Theil.
- (1899b): dto. 3.Band, 2.Hälfte: Familienreihe Clavicornia.
- (1904): dto. 4.Band, 1.Hälfte: Dermestidae bis Hydrophilidae.
GEIGER,R.(1961): Das Klima der bodennahen Luftschicht. 4.Aufl., Braunschweig.
GEILER,H.(1954/55): Die Zusammensetzung der während der Jahre 1952 und 1953 in Bodenfallen gefangenen niederen Tierwelt einer mitteldeutschen Feldflur. Wiss.Ztschr. Karl-Marx-Univ.Leipzig 4(1/2): 41-46.
- (1956/57a): Zur Ökologie und Phänologie der auf mitteldeutschen Feldern lebenden Carabiden. Wiss.Ztschr.Karl-Marx-Univ.Leipzig, Math.-naturw.Reihe 6(1): 35-61.
- (1956/57b): Die Evertebratenfauna mitteldeutscher Feldkulturen. 1.Art- und Individuendichte dominanter Carabiden in Halm- und Hackfruchtbeständen. Wiss.Ztschr. Karl-Marx-Univ.Leipzig, Math.-naturw.Reihe 6(4): 411-424.
- (1959/60): Zur Staphylinidenfauna der mitteldeutschen Agrarlandschfat. Wiss.Ztschr.Karl-Marx-Univ.Leipzig, Math.-naturw.Reihe 9(4): 587-594.
- (1960): Zur Phänologie und Ökologie der in mitteldeutschen Luzernebeständen vorkommenden Insekten, unter besonderer Berücksichtigung der Coleopteren. Ztschr.angew.Entom. 47: 128-136.
GERSDORF,E.(1937): Ökologisch-faunistische Untersuchungen über die Carabiden der mecklenburgischen Landschaft. Zool.Jb.Syst.Ökol.Geogr.70: 17-86.
- (1965): Die Carabidenfauna einer Moorweide und der umgebenden Hecke. Ztschr.angew.Zool.52: 475-489.
GHENT,A.W.(1963): Kendall's "tau" coefficient as an index of similarity in comparisons of plant or animal communities. Can.Entom.95: 568-575.

GHILAROV,M.S.(1961a): Einige Probleme der zeitgenössischen Biozönologie und ihre Lösung bei agrarentomologischen Studien. Beitr.Entom.11: 241-255.
- (1961b): Die Veränderung der Steppenbodenfauna unter dem Einfluß der künstlichen Bewaldung. Beitr.Entom. 11: 256-269.
GISIN,H.(1949): L'Ecologie. Acta biotheor.9: 89-98.
GLÜCK,E.(1935): Die Kalkflora (bes. Steppenheide) von Leistadt, Kallstadt und Herxheim und ihre pflanzengeographische Bedeutung. Mitt.pfälz.Ver.Naturkde.Naturschutz Pollichia N.F.4: 48-73.
GOOD,I.J.(1950): Probability and the weighing of evidence. London.
- (1953): The population frequencies of species and the estimation of population parameters. Biometrika 40: 237-264.
GOODALL,D.W.(1970): Statistical plant ecology. Annual Rev. Ecol.Syst.1: 99-124.
GRADMANN,R.(1898): Das Pflanzenleben der Schwäbischen Alb. 1.Bd. , Tübingen.
GRETSCHY,G.(1952): Die Sukzession der Bodentiere auf Fichtenschlägen. Veröff.Bundesanst.Alp.Landwirtsch. Admont 6: 25-85.
GRINNELL,J. & STORER,T.I.(1924): Animal life in the Yosemite. Berkeley (Calif.).
HAACKER,U.(1968): Deskriptive, experimentelle und vergleichende Untersuchungen zur Autökologie rhein-mainischer Diplopoden. Oecologia 1: 87-129.
HAAPANEN,A.(1965): Bird fauna of the Finnish forest in relation to forest succession I. Ann.Zool.Fenn.2: 153-196.
HAFFNER,P.(1938): Die Bedeutung der Kalkflora des Nackberges bei Hilbringen. Mitt.pfälz.Ver.Naturkde.Naturschutz Pollichia N.F.7: 267-282.
- (1957): Die pflanzengeographische Bedeutung des "Hammelsberges" bei Perl. Natur u.Landschaft 1: 6-8.
- (1960): Pflanzensoziologische und pflanzengeographische Untersuchungen im Muschelkalkgebiet des Saarlandes. Naturschutz u.Landschaftspflege im Saarl.2: 66-164.

HAIRSTON,N.G.(1959): Species abundance and community organization. Ecology 40: 404-416.

HAIRSTON,N.G. et al.(1968): The relationship between species diversity and stability: an experimental approach with Protozoa and Bacteria. Ecology 49: 1091-1101.

HARD,G.(1964): Kalktriften zwischen Westrich und Metzer Land. Geographische Untersuchungen an Trocken- und Halbtrockenrasen, Trockenwäldern und Trockengebüschen. Ann.Univ.Sarav., Reihe Phil.Fak.2: 1-176.

HEIDRICH,O.(1960): Faunistische Untersuchungen am Weißelberg-Südhang. Naturschutz u.Landschaftspflege im Saarl. 2: 36-49.

HEINZ,W.(1937): Die Pflanzenwelt des "Saukopf" im Vergleich mit anderen Steppenheidevorkommen der Pfalz. Mitt.pfälz. Ver.Naturkde.Naturschutz Pollichia N.F.6: 153-172.

HERRMANN,K.(1971): Faunistisch-ökologische Studien an der Carabidenfauna (Coleoptera, Carabidae) des Wurmbachtales (Nordharz) unter Einschluß des Naturschutzgebietes Münchenberg. Diss.Halle.

HESSE,R.(1924): Tiergeographie auf ökologischer Grundlage. Jena.

HEUSER,R.(1938): Finden sich in der Lepidopterenfauna des Gaues Saarpfalz Relikte aus früheren Klimaperioden? Mitt.pfälz.Ver.Naturkde.Naturschutz Pollichia N.F.7: 251-260.

HEYDEMANN,B.(1953): Agrarökologische Problematik, dargetan an Untersuchungen über die Tierwelt der Bodenoberfläche der Kulturfelder. Diss.Kiel.

- (1955a): Faunistischer und ökologischer Beitrag zu den Angaben über seltene Käferarten Norddeutschlands. Faun. Mitt.Norddeutschl.1(5): 7-12.

- (1955b): Zur Systematik und Ökologie von Pterostichus cupreus und coeruleus (Coleoptera, Carabidae). Bonn. Zool.Beitr.6: 235-239.

- (1955c): Carabiden der Kulturfelder als ökologische Indikatoren. Ber.7.Wandervers.dt.Entom.: 172-185.

- (1956a): Die Bedeutung der Formalinfallen für die zoo-

logische Landesforschung. Faun.Mitt.Norddeutschl.1(6): 19-24.
- (1956b): Untersuchungen über die Winteraktivität von Staphyliniden auf Feldern. Entom.Blätter 52: 138-150.
- (1957): Die Biotopstruktur als Raumwiderstand und Raumfülle für die Tierwelt. Verh.dt.Zool.Ges.Hamburg 1956: 332-347.
- (1960): Zur Verbreitung schleswig-holsteinischer Coleopteren. Faun.Mitt.Norddeutschl.1(10): 5-9.
- (1963): Die biozönotische Entwicklung vom Vorland zum Koog. II.Teil: Käfer. Abh.Akad.Wiss.Lit.Mainz, Math.-naturw.Kl.11: 170-370.
- (1964): Die Carabiden der Kulturbiotope von Binnenland und Nordseeküste - ein ökologischer Vergleich. Zool. Anz.172: 49-86.
- (1967): Über die epigäische Aktivität terrestrischer Arthropoden der Küstenregionen im Tagesrhythmus. in: GRAFF,O. & SATCHELL,J.E.(Hrsgg.): Progress in soil biology. Braunschweig. S.249-263.

HEYDEMANN,F.(1943): Die Bedeutung der "ökologischen Valenz". Entom.Ztschr.57: 1-8.

HILL,A.R.(1972): Ecosystem stability and man: a research focus in biogeography. Int.Geogr.1972(22nd Int.Geogr. Congr.Montreal)1: 255-257.

HILL,M.(1973): Diversity and evenness: A unifying notation and its consequences. Ecology 54: 427-432.

HÖSER,N.(1973): Bestimmung und Interpretation der Artendichte (species-diversity) von Vogelbeständen aus Zählergebnissen unterschiedlichen mathematischen und biologischen Charakters. Beitr.Vogelkde.19: 313-328.

HOLDHAUS,K.(1911): Über die Abhängigkeit der Fauna vom Gestein. 1erCongr.int.entom.(1910)2: 321-344.
- (1929): Die geographische Verbreitung der Insekten. in: SCHRÖDER,C.(Hrsg.): Handbuch der Entomologie. Bd.2. Jena. S.592-1058.

HORION,A.(1938): Studien zur deutschen Käferfauna II. Die periodischen Klimaschwankungen und ihr Einfluß

auf die thermophilen Käfer in Deutschland. Entom.Blätt. 34: 127-140.
- (1939): Studien zur deutschen Käferfauna III. Weitere Beispiele für das sporadische und periodische Auftreten thermophiler Käfer in Deutschland. Entom.Blätt.35: 3-18.
- (1941): Faunistik der deutschen Käfer, Bd.1: Adephaga, Caraboidea. Krefeld.
- (1949): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer, Bd.2: Palpicornia - Staphylinoidea (außer Staphylinidae). Frankfurt.
- (1951): Verzeichnis der Käfer Mitteleuropas. 2 Teile. Stuttgart.
- (1953): Faunistik der mitteleuropäischen Käfer, Bd.3: Malacodermata - Sternoxia (Elateridae bis Throscidae). München.
- (1955): dto., Bd.4: Sternoxia (Buprestidae) bis Brachymera. München.
- (1956): dto., Bd.5: Heteromera. Tutzing.
- (1958): dto., Bd.6: Lamellicornia. Überlingen.
- (1960): dto., Bd.7: Clavicornia, 1.Teil. Überlingen.
- (1961): dto., Bd.8: Clavicornia, 2.Teil, Teredilia, Coccinellidae. Überlingen.
- (1963): dto., Bd.9: Staphylinidae, 1.Teil. Überlingen.
- (1965): dto., Bd.10: Staphylinidae, 2.Teil. Überlingen.
- (1967): dto., Bd.11: Staphylinidae, 3.Teil. Überlingen.

HORN,H.S.(1966): Measurement of "overlap" in comparative ecological studies. Am.Naturalist 100: 419-424.

HUHTA,V.(1971): Succession in the spider communities of the forest floor after clear-cutting and prescribed burning. Ann.Zool.Fenn.8: 483-542.

HURLBERT,S.H.(1971): The nonconcept of species diversity: a critique and alternative parameters. Ecology 52: 577-586.

JACCARD,P.(1901): Distribution de la flore alpine dans le Bassin des Dranses et dans quelques régions voisines. Bull.Soc.Vaudoise Sci.Nat.37: 241-272.

- (1902): Gesetze der Pflanzenverteilung in der alpinen

Region. Flora 90: 349-377.
- (1932): Die statistisch-floristische Methode als Grundlage der Pflanzensoziologie. Handb.biol.Arbeitsmeth. 11(5): 165-202.
JANETSCHEK,H.(1949): Tierische Successionen auf hochalpinem Neuland. Ber.naturw.-mediz.Ver.Innsbruck 48/49: 1-215.
JAUS,I.(1935): Faunistisch-ökologische Studien im Anningergebiet, mit besonderer Berücksichtigung der xerothermen Fauna. Zool.Jb.Syst.Ökol.Geogr.66: 291-362.
JEANNEL,R.(1941): Coléoptères Carabiques, 1^{e}partie. Faune de France 39: 1-572.
- (1942): Coléoptères Carabiques, 2^{e}partie. Faune de France 40: 573-1173.
KAHNE,A.(1967): Die Steppenheiden der Vorderpfalz. Mitt. pfälz.Ver.Naturkde.Naturschutz Pollichia, 3.Reihe, 14: 94-120.
KAISER,E.(1951): Arbeitsziele und Methoden der Biogeographie, erläutert an Beispielen der ober- und mitteldeutschen Steppenheide. Peterm.geogr.Mitt.95: 217-230.
KARAFIAT,H.(1960): Zur Aufnahme- und Sammeltechnik bei tiersoziologischen Untersuchungen in Flugsandgebieten. Schriftenr.Inst.Naturschutz Darmstadt 5(3): 53-80.
- (1961): Tiersoziologische Untersuchungen in Schutzgebieten bei Darmstadt. Schriftenr.Inst.Naturschutz Darmstadt, Beih.13: 32-42.
- (1970): Die Tiergemeinschaften in den oberen Bodenschichten schutzwürdiger Pflanzengesellschaften des Darmstädter Flugsandgebietes. Schriftenr.Inst.Naturschutz Darmstadt 9(4): 1-128.
KARG,W.(1967): Veränderungen in den Bodenlebensgemeinschaften durch die Einwirkung von Pflanzenschutzmitteln. in: GRAFF,O. & SATCHELL,J.E.(Hrsgg.): Progress in soil biology. Braunschweig. S.310-319.
KARR,J.R.(1968): Habitat and avian diversity on strip-mined land in east-central Illinois. Condor 70: 348-357.

KARR,J.R. & ROTH,R.R.(1971): Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. Am.Naturalist 105: 423-435.

KHINCHIN,A.I.(1957): Mathematical foundations of information theory. New York.

KIRCHNER,H.(1960): Untersuchungen zur Ökologie feldbewohnender Carabiden. Diss.Köln.

- (1964): Tageszeitliche Aktivitätsperiodik bei Carabiden. Ztschr.vgl.Physiol.48: 385-399.

KIRCHNER,R.(1936): Beobachtungen über das Mikroklima der Weinberge. Mitt.pfälz.Ver.Naturkde.Naturschutz Pollichia N.F.5: 93-101.

KIRK,G.(1971): Ist Artenschutz zweckmäßig? Natur u.Landschaft 46: 210-211.

KLESS,J.(1961): Tiergeographische Elemente in der Käfer- und Wanzenfauna des Wutachgebietes und ihre ökologischen Ansprüche. Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 49: 541-628.

KLOMANN,U.(1974): Bodenarthropoden unter Immissionsbelastung (unter besonderer Berücksichtigung der Familie Carabidae, Coleoptera). Unveröff.Staatsexamensarbeit, Saarbrücken.

KLOPFER,P.H. & MACARTHUR,R.H.(1960): Niche size and faunal diversity. Am.Naturalist 94: 293-300.

KNAPP,R.(1948): Einführung in die Pflanzensoziologie. 2.Die Pflanzengesellschaften Mitteleuropas. Stuttgart.

KNÖRZER,A.(1909): Mediterrane Tierformen innerhalb der deutschen Grenzen. Entom.Ztschr.23: 107-111.

- (1912): Deutschlands wärmste Gegenden und ihre Insektenfauna. Mitt.Naturhist.Ges.Colmar N.F.11: 1-24.

KNOPF,H.E.(1962): Vergleichende ökologische Untersuchungen an Coleopteren aus Bodenoberflächenfängen in Waldstandorten auf verschiedenem Grundgestein. Ztschr.angew. Entom.49: 353-362.

KOCH,K.(1965): Die Naheexkursionen 1963/64 der Arbeitsgemeinschaft rheinischer Koleopterologen. Entom.Blätt. 61: 104-109.

KOCH,K.(1968): Käferfauna der Rheinprovinz. Decheniana Beih.13: 1-382.
- (1971): Zur Untersuchung subfossiler Käferreste aus römerzeitlichen und mittelalterlichen Ausgrabungen. Rhein.Ausgrabungen 10: 373-448.
KOCH,K. & LUCHT,W.(1962): Die Käferfauna des Siebengebirges und des Rodderbergs. Decheniana Beih.10: 1-181.
KOCHSIEK,K.A., WILHM,J.L. & MORRISON,R.(1971): Species diversity of net zooplankton and physiochemical conditions in Keystone Reservoire, Oklahoma. Ecology 52: 1119-1125.
KÖRNIG,G.(1966): Die Molluskengesellschaften des mitteldeutschen Hügellandes. Malakol.Abh.Staatl.Mus.Tierkde. Dresden 2(1): 1-112.
KOHN,A.J.(1967): Environmental complexity and species diversity in the Gastropod Genus Conus on Indo-West Pacific Reef Platforms. Am. Naturalist 101: 251-259.
KOLBE,H.(1923): Über das Klima und die Insektenwelt Mitteleuropas während der Eiszeit und der Nacheiszeit. Dt.entom.Ztschr.1923: 1-32.
- (1931): Über thermophile Relikte aus der Tertiärzeit und der Postglazialzeit. Zool.Anz.95: 113-136.
KOLBE,W.(1968): Über das Vorkommen bodenbewohnender Käfer in einem Siegerländer Hauberg und dem angrenzenden Fichtenforst. Decheniana 120: 225-232.
KONTKANEN,P.(1950): Quantitative and seasonal studies on the leafhopper fauna of the field stratum on open areas in North Karelia. Ann.zool.Soc.zool.-bot.Fenn. Vanamo 13(8): 1-91.
KREBS,C.J.(1972): Ecology. New York, London, etc.
KREMP,W.(1953a)(Hrsg.): Naturdenkmäler und Landschaftsschutzgebiete im Saarland. Kreis Homburg. Naturschutz u.Landschaftspflege im Saarl.1: 66-93.
- (1953b): Naturdenkmäler und Landschaftsschutzgebiete im Saarland. Kreis Merzig-Wadern. Naturschutz u.Landschaftspflege im Saarl.1: 198-225.
KROGERUS,H.(1948): Ökologische Untersuchungen über Ufer-

insekten. Acta zool.Fenn.53: 1-157.
KROGERUS,R.(1932): Über die Ökologie und Verbreitung der Arthropoden der Triebsandgebiete an den Küsten Finnlands. Acta zool.Fenn.12: 1-309.
- (1937): Mikroklima und Artverteilung. Acta Soc.Faun. Flor.Fenn.60: 290-308.
KÜHNELT,W.(1933): Kleinklima und Landtierwelt. Zoogeographica 1: 566-572.
- (1934): Die Bedeutung des Klimas für die Tierwelt. Bioklimat.Beiblätt.1: 120-125.
- (1943a): Die Leitformenmethode in der Ökologie der Landtiere. Biol.Gen.17: 106-146.
- (1943b): Über Beziehungen zwischen Tier- und Pflanzengesellschaften. Biol.Gen.17: 566-593.
- (1948): Moderne Gesichtspunkte in der Ökologie der Tiere. Wissenschaft u.Weltbild 1: 189-194.
- (1950): Bodenbiologie. Wien.
- (1955): Wege zu einer Analyse der ökologischen Valenz. Verh.dt.zool.Ges.1954(= Zool.Anz.Suppl.18): 292-299.
- (1970): Grundriß der Ökologie. Mit besonderer Berücksichtigung der Tierwelt. 2.Aufl., Jena.
KULCZYNSKI,S.(1928): Die Pflanzenassoziationen der Pieninen. Bull.int.Acad.Polon.Sci.Lettr., Classe Sci.Math. Natur., Sér.B (Sci.Nat.), Suppl.2(1927): 57-204.
KUNTZE,R.(1931): Vergleichende Beobachtungen und Betrachtungen über die xerotherme Fauna in Podolien, Brandenburg, Österreich und der Schweiz. Ztschr.Morph.Ökol. Tiere 21: 629-690.
LAMPEL,G.(1973): Biologie der Insekten. München.
LARSSON,S.G.(1939a): Entwicklungstypen und Entwicklungszeiten der dänischen Carabiden. Entom.Meddel.20: 277-560.
- (1939b): Der Lebenszyklus der Carabiden. Statistik als Hilfsmittel biologischer Untersuchungen. Zool.Anz.125: 87-90.
LAUTERBACH,A.-W.(1964): Verbreitungs- und aktivitätsbestimmende Faktoren bei Carabiden in sauerländischen Wäldern. Abh.Landesmus.Naturkde.Münster 26(4): 1-103.

LEHMANN,H.(1962): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinufers in der Umgebung von Köln. Diss.Köln.

- (1965): Ökologische Untersuchungen über die Carabidenfauna des Rheinufers in der Umgebung von Köln. Ztschr. Morph.Ökol.Tiere 55: 597-630.

LEIGH,E.G.(1965): On the relation between the productivity, biomass, diversity, and stability of a community. Proc.Nat.Acad.Sci.53: 777-783.

LEITINGER-MICOLETZKY,E.(1940): Die Tiersukzession auf Fichtenschlägen. Zool.Jb.Syst.Ökol.Geogr.73: 467-504.

LENZ,F.(1931): Lebensraum und Lebensgemeinschaft. Frankfurt/Main, Berlin.

LEUTHOLD,R.(1961): Vergleichende Untersuchungen der Tierwelt verschiedener Wiesenböden im oberbayrischen Raum unter besonderer Berücksichtigung der Collembolen. Ztschr.angew.Entom.49: 1-49.

LEVINS,R.(1966): The strategy of model building in ecology. Am.Scientist 54: 421-431.

LIEDTKE,H.(1965): Geologisch-geomorphologischer Überblick über das Gebiet an der Mosel zwischen Sierck und Remich. Ann.Univ.Sarav., Reihe Phil.Fak.4: 37-57.

- (1969): Geomorphologische Übersicht (Geschichtlicher Atlas für das Land an der Saar. Erläuterungen und Karte). Veröff.Inst.Landeskde.Saarl., Lfg.2: 19 Seiten.

LINDROTH,C.H.(1949): Die Fennoskandischen Carabidae. III. Allgemeiner Teil. Göteb.Kungl.Vetensk.- och Vitterh.-Samh.Handl., F.6, Ser.B, 4(3): 1-911.

LLOYD,M. & GHELARDI,R.J.(1964): A table for calculating the "equitability" component of species diversity. J.Anim.Ecol.33: 217-225.

LLOYD,M., INGER,R.F. & KING,F.W.(1968): On the diversity of Reptile and Amphibian species in a Bornean rain forest. Am.Naturalist 102: 497-515.

LLOYD,M., ZAR,J.H. & KARR,J.R.(1968): On the calculation of information-theoretical measures of diversity. Am. Midl.Naturalist 79: 257-272.

LÖSER,S.(1972): Art und Ursachen der Verbreitung einiger Carabidenarten (Coleoptera) im Grenzraum Ebene-Mittelgebirge. Zool.Jb.Syst.Ökol.Geogr.99: 213-262.

LOHMEYER,W. & RABELER,W.(1965): Aufbau und Gliederung der mesophilen Laubmischwälder im mittleren und oberen Wesergebiet und ihre Tiergesellschaften. in: TÜXEN,R. (Hrsg.): Biosoziologie. Den Haag. S.238-244.

LOHSE,G.A.(1964a): Verbreitungstypen der Käfer in Nordwestdeutschland. Faun.Mitt.Norddeutschl.2(7-8): 180-183.

- (1964b): Staphylinidae I. in: FREUDE,H., HARDE,K.W. & LOHSE,G.A.(Hrsgg.): Die Käfer Mitteleuropas. Bd.4. S.7-262.

- (1967): Cryptophagidae. in: FREUDE,H., HARDE,K.W. & LOHSE,G.A.(Hrsgg.): Die Käfer Mitteleuropas. Bd.7. S.110-157.

- (1974): Familie Staphylinidae II. Aleocharinae (Schistogenini-Aleocharini). in: FREUDE,H., HARDE,K.W. & LOHSE,G.A. (Hrsgg.): Die Käfer Mitteleuropas. Bd.5. S.221-292.

LOKSA,I.(1961): Quantitative Untersuchungen streuschichtbewohnender Arthropoden-Bevölkerungen in einigen ungarischen Waldbeständen. Ann.Univ.Sci.Budapestinensis Rolando Eötvös Nom., Sect.biol.4: 99-112.

- (1966): Die bodenzoozönologischen Verhältnisse der Flaumeichen-Buschwälder Südostmitteleuropas. Budapest.

- (1968): Quantitative Makrofauna-Untersuchungen in den Waldböden des Bükkgebirges (Ungarn). Ann.Univ.Sci.Budapestinensis Rolando Eötvös Nom., Sect.biol.9/10: 265-289.

LOOMAN,J. & CAMPBELL,J.B.(1960): Adaptation of Sorensen's K (1948) for estimating unit affinities in prairie vegetation. Ecology 41: 409-416.

LOWRIE,D.C.(1948): The ecological succession of spiders of the Chicago area dunes. Ecology 29: 334-351.

LUCHT,W.(1968): Die Käferfauna des Siebengebirges und des Rodderberges. 1.Nachtrag. Decheniana 120: 233-282.

LUCZAK,J.(1963): Differences in the structure of communities of web spiders in one type of environment (young pine forest). Ekol.Polska, Ser.A, 11: 159-221.

LÜCKE,E.(1960): Die epigäische Fauna auf Zuckerrübenfeldern unterschiedlicher Bodenverhältnisse im Göttinger Raum. Ztschr.angew.Zool.47: 43-90.

LUFF,M.L.(1966): The abundance and diversity of the beetle fauna of grass tussocks. J.Anim.Ecol.35: 189-208.

MACARTHUR,R.H.(1955): Fluctuations of animal populations, and a measure of community stability. Ecology 36: 533-536.

- (1957): On the relative abundance of bird species. Proc.Nat.Acad.Sci.43: 293-295.

- (1960): The relative abundance of species. Am.Naturalist 94: 25-36.

- (1964): Environmental factors affecting bird species diversity. Am.Naturalist 98: 387-397.

- (1965): Patterns of species diversity. Biol.Rev.Cambridge Phil.Soc.40: 510-533.

- (1969): Patterns of communities in the tropics. Biol. J.Linn.Soc.1: 19-30.

MACARTHUR,R.H. & CONNELL,J.H.(1970): Biologie der Populationen. München, Basel, Wien.

MACARTHUR,R.H. & MACARTHUR,J.W.(1961): On bird species diversity. Ecology 42: 594-600.

MACARTHUR,R.H., RECHER,H. & CODY,M.(1966): On the relation between habitat selection and species diversity. Am. Naturalist 100: 319-327.

MACARTHUR,R.H. & WILSON,E.O.(1971): Biogeographie der Inseln. München.

MACFADYEN,A.(1962): Soil arthropod sampling. Adv.Ecol. Research 1: 1-34.

MACINTOSH,R.P.(1967): An index of diversity and the relation of certain concepts to diversity. Ecology 48: 392-404.

MACNAB,B.K.(1971): The structure of tropical bat faunas. Ecology 52: 352-358.

MACNAUGHTON,S.J. & WOLF,L.L.(1970): Dominance and the niche in ecological systems. Science 167: 131-139.

MARCHAND,H.(1953): Die Bedeutung der Heuschrecken und Schnabelkerfe als Indikatoren verschiedener Grasland-

typen. Beitr.Entom.3: 116-162.
MARGALEF,R.(1951): Diversidad de especies en las comunidades naturales. Publ.Inst.Biol.Apl.9: 5-27.
- (1956): Informacion y diversidad especifica en las comunidades de organismos. Invest.Pesqu.3: 99-106.
- (1957): La teoria de la informacion en ecologia. Mem. Real Acad.Ciencias Artes Barcelona 32(13): 373-436.
- (1958): Information theory in ecology. Gen.Systems 3: 37-71 (engl.Übers.von MARGALEF 1957).
- (1961a): Communication of structure in planctonic populations. Limnol.Oceanogr.6: 124-128.
- (1961b): Correlations entre certain caractères synthétiques des populations de phytoplancton. Hydrobiologia 18: 155-164.
- (1963): On certain unifying principles in ecology. Am.Naturalist 97: 357-382.
- (1968): Perspectives in ecological theory. Chicago.
- (1969): Diversity and stability: A practical proposal and a model of interdependence. Brookhaven Symp.Biol. 22: 25-37.
MARTIN,J.L.(1965): The insect ecology of red pine plantations in Central Ontario.III.Soil-surface fauna as indicators of stand change. Proc.Entom.Soc.Ontario 95: 87-102.
MAURER,R.(1974): Die Vielfalt der Käfer- und Spinnenfauna des Wiesenbodens im Einflußbereich von Verkehrsimmissionen. Oecologia 14: 327-351.
MAYR,E.(1967): Artbegriff und Evolution. Hamburg, Berlin.
MEYER,D.(1960): Beitrag zur Kenntnis der Insektenfauna des Weißelberg-Nordhanges. Naturschutz u.Landschaftspflege im Saarl.2: 50-57.
MEYER,K.H.(1958): Faunistisch-ökologische Untersuchungen zur Coleopterenfauna des Spitzberges bei Tübingen. Jh.Ver.vaterl.Naturkde.Württemberg 113: 147-246.
MOEBIUS,K.(1877): Die Auster und die Austernwirtschaft. Berlin.
MOHR,E.(1937): Neue biologische Untersuchungen in der

Segeberger Höhle. Schr.Naturw.Ver.Schleswig-Holstein 22: 116-145.

MOHR,K.H.(1966): Chrysomelidae. in: FREUDE,H., HARDE,K.W.& LOHSE,G.A.(Hrsgg.): Die Käfer Mitteleuropas. Bd.9. S.95-280.

MONK,C.D.(1967): Tree species diversity in the eastern decidous forest with particular reference to north central Florida. Am.Naturalist 101: 173-187.

MORISITA,M.(1959): Measuring of interspecific association and similarity between communities. Mem.Fac.Sci.Kyusyu Univ., Ser.E, 3: 65-80.

MOSSAKOWSKI,D.(1964): Über Verbreitung und Ökologie einiger Käfer in Mooren und Heiden Schleswig-Holsteins (Coleoptera: Carabidae et Staphylinidae). Faun.Mitt. Norddeutschl.2(4): 106-111.

MOTOMURA,I.(1952): Comparison of communities based on correlation coefficients. Ecol.Rev.Tohoku Univ.13: 67-71.

MOUNTFORD,M.D.(1962): An index of similarity and its application to classificatory problems. in: MURPHY,P.W. (Hrsg.): Progress in soil zoology. London. S.43-50.

MROZEK-DAHL,T.(1928): Die Tierwelt Deutschlands. 7.Teil Coleoptera, I.Carabidae. Jena.

MÜLLER,G.(1968): Faunistisch-ökologische Untersuchungen der Coleopterenfauna der küstennahen Kulturlandschaft bei Greifswald. Teil 1: Die Carabidenfauna benachbarter Acker- und Weideflächen mit dazwischenliegendem Feldrain. Pedobiologia 8: 313-339.

MÜLLER,P.(1969): Cicadetta montana Scop.(Homoptera-Cicadidae) im Saarland. Faun.-flor.Not.Saarl.2(3): 24-25.

- (1971): Biogeographische Probleme des Saar-Mosel-Raumes dargestellt am Hammelsberg bei Perl. Faun.-flor.Not. Saarl.4(1/2): 1-14.

- (1972a): Die Bedeutung biogeographischer Methoden für die Bearbeitung saarländischer Umweltprobleme. Umwelt-Saar 1972: 28-40.

- (1972b): Die Bedeutung der Biogeographie für die öko-

logische Landschaftsforschung. Biogeographica 1: 25-56.
- (1972c): Der neotropische Artenreichtum als biogeographisches Problem. Zool.Meded.47: 88-110.
- (1972d): Biogeography and evolution in South America. Int.Geogr.1972(22nd Int.Geogr.Congr.Montreal) 1: 315-317.
- (1973a): Die Erfassung der europäischen Fauna als europäische Aufgabe. Mitt.Biogeogr.Abt.Geogr.Inst.Univ.Saarl. 5: 1-18.
- (1973b): Erziehung zum Umweltbewußtsein in der Universität. Umwelt-Saar 1973: 68-78.
- (1973c): The dispersal centres of terrestrial vertebrates in the Neotropical Realm. Biogeographica 2.
- (1974a):Aspects in zoogeography. Den Haag.
- (1974b): Die Gestaltung der natürlichen Umwelt in Verdichtungsgebieten. Schriftenr.ländl.Sozialfragen 71: 40-95.
- (1974c): Was ist Ökologie? Geoforum 18: 78-81.

MÜLLER,P. & SCHMITHÜSEN,J.(1970): Probleme der Genese südamerikanischer Biota. Festschr.E.Gentz (Dt.geogr. Forsch.i.d.Welt v.heute): 109-122.

MÜLLER-MINY,H. & BÜRGENER,M.(1971): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 138 Koblenz. Bonn-Bad Godesberg.

MURDOCH,W.W., EVANS,F.C. & PETERSON,C.H.(1972): Diversity and pattern in plants and insects. Ecology 53: 819-829.

NEUMANN,U.(1971a): Die Sukzession der Bodenfauna (Carabidae, Diplopoda u. Isopoda) in den forstlich rekultivierten Gebieten des Rheinischen Braunkohlenreviers. Pedobiologia 11: 193-226.
- (1971b): Die Ausbreitungsfähigkeit von Carabiden in den forstlichen Rekultivierungen des rheinischen Braunkohlenreviers. Miscell.Papers Landbouwhogeschool Wageningen 8: 89-102.

NIEMANN,G.(1963): Zum biotopmäßigen Vorkommen von Coleopteren. Teil 1: Kiefern-Altbestände auf hügeligen (grundwasserfernen) und auf grundwasserbeeinflußten Standorten. Ztschr.angew.Entom.53: 82-110.

NOVAK,B.(1971): Fallenfang und Bewegungsaktivität der

feldbewohnenden Carabiden (Col.,Carab.). Proc.13.Int. Congr.Entom.Moscow 1: 532-533.
NUMATA,M.(1950): The homogeneity of plant communities. Bot.Mag.(Tokyo)63: 203-209.
ODUM,E.P.(1950): Bird populations of the Highlands (North Carolina) plateau in relation to plant succession and avian invasion. Ecology 31: 587-605.
- (1967): Ökologie. München, Basel, Wien.
OEKLAND,F.(1929): Methodik einer quantitativen Untersuchung der Landschneckenfauna. Arch.Molluskenkde.61: 121-136.
- (1930): Quantitative Untersuchungen der Landschneckenfauna Norwegens I. Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 16: 748-804.
OVINGTON,J.D.(1962): Quantitative ecology and the woodland ecosystem concept. Adv.Ecol.Research 1: 103-192.
PAARMANN,W.(1966): Vergleichende Untersuchung über die Bindung zweier Carabidenarten (Pterostichus angustatus Dft. u. P. oblongopunctatus F.) an ihre verschiedenen Lebensräume. Ztschr.wiss.Zool.174: 83-176.
PAINE,R.T.(1963): Trophic relationships of eight sympatric predatory gastropods. Ecology 44: 63-73.
- (1966): Food web complexity and species diversity. Am.Naturalist 100: 65-75.
PALMGREN,P.(1928): Zur Synthese pflanzen- und tierökologischer Untersuchungen. Acta Zool.Fenn.6: 1-51.
- (1930): Quantitative Untersuchungen über die Vogelfauna in den Wäldern Südfinnlands. Acta Zool.Fenn.7: 1-219.
PARK,O., LOCKETT,J.A. & MYERS,D.J.(1931): Studies in nocturnal ecology with special reference to climax forest. Ecology 12: 709-727.
PATTEN,B.C.(1962): Species diversity in net phytoplankton of Raritan Bay. J.Marine Research 20: 57-75.
PAX,F. & MASCHKE,K.(1935): Die Höhlenfauna des Glatzer Schneeberges. 1.Die rezente Metazoenfauna. in: PAX,F. (Hrsg.): Beiträge zur Biologie des Glatzer Schneeberges, Heft 1: 4-72.
PERTTUNEN,V.(1951): The humidity preferences of various Carabid species of wet and dry habitats. Ann.Entom.Fenn.

17: 72-84.
PETRY,A.(1935): Zur Frage der Existenz von Relikt-Arten aus einer postglazialen Wärmeperiode. Int.Entom.Ztschr. 28: 528-532, 537-541, 561-564.
PEUS,F.(1954): Auflösung der Begriffe "Biotop" und "Biozönose". Dt.entom.Ztschr.N.F.1: 271-308.
- (1961): Gedanken über die zoologische Forschung in Naturschutzgebieten. Archiv Naturschutz u.Landschaftsforsch.1: 6-17.
PIANKA,E.R.(1966a): Latitudinal gradients in species diversity: A review of concepts. Am.Naturalist 100: 33-46
- (1966b): Convexity, desert lizards, and a spatial heterogeneity. Ecology 47: 1055-1059.
PIELOU,E.C.(1966a): Shannon's formula as a measure of specific diversity: its use and misuse. Am.Naturalist 100: 463-465.
- (1966b): Species-diversity and pattern-diversity in the study of ecological succession. J.theor.Biol.10: 370-383.
- (1966c): The measurement of diversity in different types of biological collections. J.theor.Biol.13: 131-144.
- (1967): The use of information theory in the study of the diversity of biological populations. Proc.5th Berkeley Symp.Math.Stat.Probab.4: 163-177.
- (1969): An introduction to mathematical ecology. New York, London, etc.
PIMENTEL,D.(1961): Species diversity and insect population outbreaks. Ann.Entom.Soc.Amer.54: 76-86.
POWER,D.M.(1971): Warbler ecology: Diversity, similarity, and seasonal differences in habitat segregation. Ecology 52: 434-443.
PRATHER,J.E. & PROPHET,C.W.(1969): Zooplankton species diversity in John Redmond, Marion, and Council Grove Reservoirs, Kansas, summer 1968. Emporia State Research Stud.18: 5-16.
PRESTON,F.W.(1948): The commonness and rarity of species. Ecology 29: 254-283.

PSCHORN-WALCHER,H.(1952): Vergleich der Bodenfauna in Mischwäldern und Fichtenmonokulturen der Nordostalpen. Mitt.forstl.Bundes-Versuchs-Anst.Mariabrunn 48: 44-111.

QUEZEL,P. & VERDIER,P.(1953): Les méthodes de la phytosociologie sont-elles applicables à l'étude des groupements animaux? Vegetatio 4: 165-181.

RABELER,W.(1937): Die planmäßige Untersuchung der Soziologie, Ökologie und Geographie der heimischen Tiere, besonders der land- und forstwirtschaftlich wichtigen Arten. Jahresber.Naturhist.Ges.Hannover 81/87: 236-247.

- (1947): Die Tiergesellschaft der trockenen Callunaheiden in Nordwestdeutschland. Jahresber.Naturhist.Ges.Hannover 94/98: 357-375.
- (1950): Kulturfolgende Tiere in ihrer Abhängigkeit von den Vegetationslandschaften Nordwestdeutschlands. Beitr.Naturkde.Niedersachens 3: 105-110.
- (1951): Biozönotische Untersuchungen im Hannoverschen Kiefernforst. Ztschr.angew.Entom.32: 591-598.
- (1952): Die Tiergesellschaft hannoverscher Talfettwiesen (Arrhenatheretum elatioris). Mitt.flor.-soz.Arbeitsgem.N.F.3: 130-140.
- (1960): Biozönotik auf Grundlage der Pflanzengesellschaften. Mitt.flor.-soz.Arbeitsgem.N.F.8: 311-332.
- (1962): Die Tiergesellschaften von Laubwäldern (Quercо-Fagetea) im oberen und mittleren Wesergebiet. Mitt. flor.soz.Arbeitsgem.N.F.9: 200-229.
- (1963): Charakterisierung der Streufauna einiger nordwestdeutscher Waldgesellschaften. in: DOEKSEN,J. & VAN DER DRIFT,J.(Hrsgg.): Soil organisms. Amsterdam. S.386-394.
- (1965a): Die Pflanzengesellschaften als Grundlage für die landbiozönotische Forschung. in: TÜXEN,R.(Hrsg.): Biosoziologie. Den Haag. S.43-49.
- (1965b): Aufbau und Gliederung der mesophilen Laubmischwälder im mittleren und oberen Wesergebiet und ihre Tiergesellschaften. Die Tiergesellschaften. in: TÜXEN,R. (Hrsg.): Biosoziologie. Den Haag. S.245-257.

RABELER,W.(1967): Zur Charakterisierung der Fichtenwald-Biozönose im Harz auf Grund der Spinnen- und Käferfauna. Schriftenr.Vegetationskde.2: 205-236.
- (1969a): Über die Käfer- und Spinnenfauna eines nordwestdeutschen Birkenbruchs. Vegetatio 18: 387-392.
- (1969b): Zur Kenntnis der nordwestdeutschen Eichen-Birkenwaldfauna. Schriftenr.Vegetationskde.4: 131-154.
RABELER,W. & TÜXEN,R.(1955): Tiersoziologische Kritik am pflanzensoziologischen System. Mitt.flor.-soz.Arbeitsgem.N.F.5: 198-201.
RAPP,O.(1933): Die Käfer Thüringens unter besonderer Berücksichtigung der faunistisch-oekologischen Geographie. Bd.1. Erfurt.
- (1934): dto.Bd.2.
- (1935): dto.Bd.3.
RAUH,W. & SENGHAS,K.-H.(1968): "Schmeil-Fitschen".Flora von Deutschland. 82.Aufl.Heidelberg.
RAUNKIAER,C.(1928): Dominansareal, artstaethed og formationsdominanter. Kgl.Danske Videnskab.Selskab Biol. Meddel.7(1): 1-47.
RECHER,H.F.(1969): Bird species diversity and habitat diversity in Australia and North America. Am.Naturalist 103: 75-80.
REH,L.(1908): Mechanisches und wissenschaftliches Sammeln. Zool.Anz.32: 189-191.
REINERS,W.A., WORLEY,I.A. & LAWRENCE,D.B.(1971): Plant diversity in a chronosequence at Glacier Bay, Alaska. Ecology 52: 55-69.
REIS,H.(1974): Populationsmessungen an bodennahen Arthropoden in saarländischen Naturwaldzellen unter besonderer Berücksichtigung der Carabidae (Coleoptera). Unveröff. Staatsexamensarb.,Saarbrücken.
REITTER,E.(1908): Fauna Germanica. Die Käfer des Deutschen Reiches. 1.Bd. Stuttgart.
- (1909): dto., 2.Bd.
- (1911): dto., 3.Bd.
- (1912): dto., 4.Bd.
- (1916): dto., 5.Bd.

RENKEN,W.(1955): Ein Beitrag zur Faunistik und Ökologie der Käfer Schleswig-Holsteins. Faun.Mitt.Norddeutschl. 1(5): 23-31.
- (1956): Untersuchungen über Winterlager der Insekten. Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 45: 34-106.
RENKONEN,O.(1938): Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. Ann.Zool.Soc.Zool.-Bot.Fenn.Vanamo 6(1): 1-231.
- (1944): Die Carabiden- und Staphylinidenbestände eines Seeufers in SW-Finnland. Ein Beitrag zur Theorie der statistischen Insektensynökologie. Ann.Entom.Fenn.10: 33-104.
RENYI,A.(1961): On measures of entropy and information. Proc.4th Berkeley Symp.Math.Stat.Probab.1: 547-561.
RESCH,H.(1960): Beitrag zur Kenntnis der Insektenfauna des St.Johanner Stadtwaldes. Naturschutz u.Landschaftspflege im Saarl.2: 5-13.
RESWOY,P.D.(1924): Zur Definition des Biozönose-Begriffes. Russ.Hydrobiol.Ztschr.3: 204-209 (mit dt.Zusammenfassung).
RICOU,G.(1967): Etude biocoenotique d'un milieu naturell, la prairie permanente pâturée. Ann.Epiphyties 18(N^{o} Hors-sér.1): 1-148.
RIECHEN,F.(1938): Die Tenebrioniden des Rheinlandes. Decheniana 97 B: 1-18.
RISSER,P.G. & RICE,E.L.(1971): Diversity in tree species in Oklahoma upland forests. Ecology 52: 876-880.
ROETTGEN,C.(1912): Die Käfer der Rheinprovinz. Verh.Nat. Ver.Bonn 68: 1-345.
RONDE,G.(1957): Studien zur Waldbodenkleinfauna. Forstwiss.Centralbl.76: 95-126.
ROUBAL,J.(1938): Thermophile Coleopteren der Slovakei (mit besonderer Berücksichtigung der xerothermicolen Arten) und ihr Eindringen nordwärts der Donau nebst Ergänzung des Lebensbildes der betreffenden Biotope durch andere, nicht exklusiv thermophile Arten. Festschr. E.Strand 4: 405-437.
RUDY,H.(1924): Die postglazialen Klimaverhältnisse und

ihre Wirkung auf die Verbreitung der xerothermen Insekten im oberen Rheingebiet. Mitt.Badisch.Entom.Vereinig. 1: 73-82.

SAGER,P.E. & HASLER,A.D.(1969): Species diversity in lacustrine phytoplancton.I.The components of the index of diversity from Shannon's formula. Am.Naturalist 103: 51-59.

SANDERS,H.L.(1968): Marine Benthic diversity: a comparative study. Am.Naturalist 102: 243-282.

SCHÄFER,A.(1974): Untersuchungen über die Bedeutung der Saarbelastung auf Arealdynamik und Struktur von Molluskengesellschaften der Saar. Diss.Saarbrücken (im Druck).

SCHAWALLER,W.(1972): Beitrag zur Coleopterenfauna der Mainzer Umgebung einschließlich des Großen Sandes. Mainzer Naturw.Arch.11: 49-60.

SCHERNEY,F.(1955): Untersuchungen über Vorkommen und wirtschaftliche Bedeutung räuberisch lebender Käfer in Feldkulturen. Ztschr.Pflanzenbau Pflanzenschutz 6: 49-73.

SCHILDER,F.A.(1943): Zur Verwandtschaft der Litoralfaunen. Eine statistisch-zoogeographische Studie an Cypraeacea. Arch.Molluskenkde.75: 68-82.

- (1947a): Probleme und Methoden der Biostatistik I. Biol.Zentralbl.66: 186-197.
- (1947b): Probleme und Methoden der Biostatistk II. Biol.Zentralbl.66: 201-210.
- (1947c): Probleme und Methoden der Biostatistik III. Biol.Zentralbl.66: 401-416.
- (1955): Statistische Methoden in der Biogeographie. Wiss.Ztschr.Martin-Luther-Univ.Halle, Math.-Nat.4: 711-716.

SCHLÜTER,O.(1926): Die Urlandschaft. in: VOLZ,W.(Hrsg.): Der ostdeutsche Volksboden. Breslau. S.52-66.

- (1928): Die natürlichen Grundlagen der Besiedlung Deutschlands. in: Deutschland. Die natürlichen Grundlagen seiner Kultur. Leipzig. S.286-301.

SCHLÜTER,O.(1952): Die Siedlungsräume Mitteleuropas in frühgeschichtlicher Zeit. Erster Teil: Einführung in die Methodik der Altlandschaftsforschung. Forsch.dt. Landeskde.63: 3-48.
SCHMAUS,M.(1955): Ein Beitrag zur Koleopterenfauna des Hunsrücks. Decheniana 108: 69-80.
- (1960): Zweiter Beitrag zur Koleopterenfauna des Hunsrücks. Entom.Blätt.56: 20-32.
- (1962): Zur Koleopterenfauna des Hunsrücks. 3.Beitrag. Entom.Blätt.58: 155-162.
- (1964): dto., 4.Beitrag. Entom.Blätt.60: 41-46.
- (1966): dto., 5.Beitrag. Entom.Blätt.62: 150-158.
- (1969): dto., 6.Beitrag. Entom.Blätt.65: 154-159.
- (1972): dto., 7.Beitrag. Entom.Blätt.68: 97-102.
SCHMID,E.(1922): Biozönologie und Soziologie. Naturw. Wochenschr.N.F.21: 518-523.
SCHMIDT,G.(1956): Die Bedeutung des Wasserhaushaltes für das ökologische Verhalten der Carabiden (Ins.Coleopt.). Ztschr.angew.Entom.40: 390-399.
SCHMITHÜSEN,J.(1940): Das Luxemburger Land. Forsch.dt. Landeskde.34: 1-431.
- (1942): Vegetationsforschung und ökologische Standortlehre in ihrer Bedeutung für die Geographie der Kulturlandschaft. Ztschr.Ges.Erdkde.Berlin 1942: 113-157.
- (1968): Allgemeine Vegetationsgeographie. 3.Aufl. Berlin.
- (1973): Begründung von Naturwaldzellen im Staatswald des Saarlandes. Faun.-flor.Not.Saarl.6(1): 1-3.
SCHNEIDER,B.(1971): Das Tyrrhenisproblem. Interpretation auf zoogeographischer Grundlage. Dargestellt an Amphibien und Reptilien. Diss.Saarbrücken.
SCHNEIDER,H.(1972): Die naturräumlichen Einheiten auf Blatt 159 Saarbrücken. Bonn-Bad Godesberg.
SCHOOP,A.(1937): Koleopterologische Mitteilungen aus dem Nahetal. Decheniana 95 B: 113-125.
SCHREIBER,H.(1974): Dispersal centres of Sphingidae (Lepidoptera) in the Neotropical Realm. Biogeographica 7 (im Druck).

SCHULTZ,V.G.M.(1934): Lepidopterologische Beiträge. 1. Kritisches zur Xerothermrelikt-Hypothese. Int.Entom. Ztschr.28: 189-194, 201-206.
- (1935): Nochmals die Xerothermrelikt-Hypothese. Int. Entom.Ztschr.28: 573-577.
SCHUSTER,W.(1909): Entomologische Anzeichen einer wiederkehrenden "Tertiärzeit" oder Einwanderung und starke Vermehrung südlicher Insekten bei uns als Folge einer Klimaänderung d.h. einer wärmeren Zeitepoche. Soc.entom. 23: 169-172.
SCHWENKE,W.(1953): Biozönotik und angewandte Entomologie. Festschr.H.Sachtleben (Beitr.Entom.3, Sonderh.): 86-162.
SCHWERDTFEGER,F.(1963): Ökologie der Tiere. Bd.1: Autökologie. Hamburg, Berlin.
- (1968): Ökologie der Tiere. Bd.2: Demökologie. Hamburg, Berlin.
SCHWICKERATH,M.(1932): Die Vegetation der Kalktriften (Bromion-erecti-Verband) des nördlichen Westdeutschlands. Bot.Jb.Syst.Pflanzengesch.Pflanzengeogr.65: 212-252.
- (1940): Die Artmächtigkeit. Repert.spec.nov.reg.veget., Beih.121: 48-52.
SHANNON,C.E.(1948): A mathematical theory of communication. Bell Syst.Techn.J.27: 379-423, 623-656.
- (1949): The mathematical theory of communication. in: SHANNON,C.E. & WEAVER,W.: The mathematical theory of communication. Urbana. S.3-91.
SHELDON,A.L.(1969): Equitability indices: dependence on the species count. Ecology 50: 466-467.
SHELFORD,V.E. & TOWLER,E.D.(1925): Animal communities of the San Juan Channel and adjacent areas. Publ.Puget Sound Biol.Station 5: 33-73.
SHURE,D.J.(1971): Insecticide effects on early succession in an old field ecosystem. Ecology 52: 271-279.
SIMPSON,E.H.(1949): Measurement of diversity. Nature 163: 688.

SKUHRAVY,V.(1957a): Bewegungsareal einiger Carabiden. Acta Soc.entom.Cechosl.53: 171-179.
- (1957b): Die Fallenfangmethode. Acta Soc.entom.Cechosl. 54: 27-40 (mit dt.Zusammenfassung).
- (1959): Bionomie der Feldcarabiden. Rozpravy Ceskosl. akad.ved.Rada matem.prirodn.ved 69(2): 1-64 (mit dt. Zusammenfassung).
SKUHRAVY,V., NOVAK,K. & STARY,P.(1959): Entomofauna des Kleefeldes (Trifolium pratense L.) und ihre Entwicklung. Rozpravy Ceskosl.akad.ved.Rada matem.prirodn.ved 69(7): 1-83 (mit dt.Zusammenfassung).
SMITH,V.G.(1928): Animal communities of a deciduous forest succession. Ecology 9: 479-500.
SØRENSEN,T.(1948): A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content, and its application to the analyses of the vegetation on Danish commons. Kongel.Danske Vidensk.Selskab Biol.Skrifter 5(4): 1-34.
SORG,W.(1965): Grundlagen einer Klimakunde des Saarlandes nach den Messungen von 1949-1960. Ann.Univ.Sarav., Reihe Phil.Fak.4: 7-36.
STAMMER,H.J.(1938): Ziele und Aufgaben tiergeographisch-ökologischer Untersuchungen in Deutschland. Verh.Dt. Zool.Ges.40(Zool.Anz.Suppl.11): 91-119.
- (1949): Die Bedeutung der Äthylenglykolfallen für tier-ökologische und -phänologische Untersuchungen. Verh. Dt.Zool.Kiel 1948: 387-391.
STEIN,W.(1960): Biozönologische Untersuchungen über den Einfluß verstärkter Vogelansiedlung auf die Insekten-fauna eines Eichen-Hainbuchen-Waldes. Teil II. Ztschr. angew.Entom.47: 196-230.
- (1965): Die Zusammensetzung der Carabidenfauna einer Wiese mit stark wechselnden Feuchtigkeitsverhältnissen. Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 55: 83-99.
STEUBING,L.(1965): Pflanzenökologisches Praktikum. Berlin, Hamburg.

STRENZKE,K.(1949): Die biozönotischen Grundlagen der Bodenzoologie. Ztschr.Pflanzenernährung,Düngung,Bodenkde.45: 245-262.
- (1951): Grundfragen der Autökologie. Acta biotheor. 9: 163-183.
- (1964): Die ökologische Umwelt. Ergebn.Biol.27: 72-97.
STROHL,J.(1921): Physiologische Gesichtspunkte der Tiergeographie. Vierteljahresschr.Naturf.Ges.Zürich 66: 49-70.
STROHM,K.(1933): Die Tierwelt des Kaiserstuhls. II. Die Insekten. in: Der Kaiserstuhl. Eine Naturgeschichte des Vulkangebirges am Oberrhein. Freiburg. S.285-366.
STUGREN,B.(1972): Grundlagen der allgemeinen Ökologie. Jena.
SUKOPP,H.(1972): Wandel von Flora und Vegetation in Mitteleuropa unter dem Einfluß des Menschen. Ber.Landwirtschaft 50: 112-139.
TABLE OF NATURAL LOGARITHMS for Arguments between Zero and Five to sixteen decimal places (1953): National Bureau of Standards Applied Mathem. Series 31: 2-101.
TANSLEY,A.G.(1935): The use and abuse of vegetational concepts and terms. Ecology 16: 284-307.
THIELE,H.-U.(1956): Die Tiergesellschaften der Bodenstreu in den verschiedenen Waldtypen des Niederbergischen Landes. Ztschr.angew.Entom.39: 316-367.
- (1960): Gibt es Beziehungen zwischen der Tierwelt der Hecken und angrenzenden Kulturfeldern? Ztschr.angew. Entom.47: 122-127.
- (1961): Zuchtversuche an Carabiden, ein Beitrag zu ihrer Ökologie. Zool.Anz.167: 431-442.
- (1962): Zusammenhänge zwischen Jahreszeit der Larvalentwicklung und Biotopbindung bei waldbewohnenden Carabiden. Verh.11.Int.Kongr.Entom.Wien 3: 165-169.
- (1964a): Experimentelle Untersuchungen über die Ursachen der Biotopbindung bei Carabiden. Ztschr.Morph.Ökol. Tiere 53: 387-452.
- (1964b): Ökologische Untersuchungen an bodenbewohnenden Coleopteren einer Heckenlandschaft. Ztschr.Morph.Ökol.

Tiere 53: 537-586.
- (1967): Ein Beitrag zur experimentellen Analyse von Euryökie und Stenökie bei Carabiden. Ztschr.Morph.Ökol. Tiere 58: 355-372.
- (1968): Was bindet Laufkäfer an ihre Lebensräume? Naturw. Rundschau 21: 57-65.
- (1969): Zusammenhänge zwischen Tagesrhythmik, Jahresrhythmik und Habitatbindung bei Carabiden. Oecologia 3: 227-229.
- (1971a): Wie isoliert sind Populationen von Waldcarabiden in Feldhecken? Miscell.Papers Landbouwhogeschool Wageningen 8: 105-110.
- (1971b): Die Steuerung der Jahresrhythmik von Carabiden durch exogene und endogene Faktoren. Zool.Jb.Syst.Ökol. Geogr.98: 341-371.
- (1974): Physiologisch-ökologische Studien an Laufkäfern zur Kausalanalyse ihrer Habitatbindung. Verh.Ges.Ökologie Saarbrücken 1973: 39-54.

THIELE,H.-U. & KOLBE,W.(1962): Beziehungen zwischen bodenbewohnenden Käfern und Pflanzengesellschaften in Wäldern. Pedobiologia 1: 157-173.

THIELE,H.-U. & LEHMANN,H.(1967): Analyse und Synthese im tierökologischen Experiment. Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 58: 373-380.

THIENEMANN,A.(1918): Lebensgemeinschaft und Lebensraum. Naturw.Wochenschr.N.F.17: 281-290, 297-303.
- (1920): Die Grundlagen der Biocoenotik und Monards faunistische Prinzipien. Festschr.F.Zschokke 4: 1-14.
- (1956): Leben und Umwelt. Hamburg.

TIETZE,F.(1968): Untersuchungen über die Beziehungen zwischen Bodenfeuchte und Carabidenbesiedlung in Wiesengesellschaften. Pedobiologia 8: 50-58.
- (1973a): Zur Ökologie, Soziologie und Phänologie der Laufkäfer (Coleoptera-Carabidae) des Grünlandes im Süden der DDR. 1.Teil: Die Carabiden der untersuchten Lebensorte. Hercynia N.F.10: 3-76.
- (1973b): dto., 2.Teil: Die diagnostisch wichtigen Ca-

rabidenarten des untersuchten Grünlandes und ihre Verbreitungsschwerpunkte. Hercynia N.F. 10: 111-126.
- (1973c): dto., 3.Teil: Die diagnostisch wichtigen Artengruppen des untersuchten Grünlandes. Hercynia N.F. 10: 243-263.
- (1973d): dto., 4.Teil: Ökofaunistische und autökologische Aspekte der Besiedlung des Grünlandes durch Carabiden. Hercynia N.F.10: 337-365.
- (1974): dto., 5.Teil: Zur Phänologie der Carabiden des untersuchten Grünlandes. Hercynia N.F.11: 47-68.
TISCHLER,W.(1947): Über die Grundbegriffe synökologischer Forschung. Biol.Zentralbl.66: 49-56.
- (1948): Biozönotische Untersuchungen an Wallhecken Schleswig-Holsteins. Zool.Jb.Syst.Ökol.Geogr.77: 283-400.
- (1949): Grundzüge der terrestrischen Tierökologie. Braunschweig.
- (1950): Kritische Untersuchungen und Betrachtungen zur Biozönotik. Biol.Zentralbl.69: 33-43.
- (1951a): Der biozönotische Konnex. Biol.Zentralbl.70: 517-523.
- (1951b): Zur Synthese biozönotischer Forschung. Acta biotheor.9: 135-162.
- (1952): Biozönotische Untersuchungen an Ruderalstellen. Zool.Jb.Syst.Ökol.Geogr.81: 122-174.
- (1955): Synökologie der Landtiere. Stuttgart.
- (1958): Synökologische Untersuchungen an der Fauna der Felder und Feldgehölze. Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 47: 54-114.
- (1965): Agrarökologie. Jena.
- (1968): Landschaftsstrukturwandel und Lebewelt. Handb. Landschaftspflege Naturschutz 2: 70-81.
TRAMER,E.J.(1969): Bird species diversity: Components of Shannon's formula. Ecology 50: 927-929.
TRETZEL,E.(1952): Zur Ökologie der Spinnen (Araneae). Autökologie der Arten im Raum von Erlangen. Sitzungsber. phys.-med.Soz.Erlangen 75: 36-131.
- (1954): Reife- und Fortpflanzungszeit bei Spinnen.

Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 42: 634-691.
- (1955a): Technik und Bedeutung des Fallenfangs für ökologische Untersuchungen. Zool.Anz.155: 276-287.
- (1955b): Intragenerische Isolation und interspezifische Konkurrenz bei Spinnen. Ztschr.Morph.Ökol.Tiere 44: 43-162.
TRIBUS,M. & MACIRVINE,E.C.(1971): Energy and information. Scientific American 224: 179-188.
TÜXEN,R.(1931): Die Grundlagen der Urlandschaftsforschung. Nachr.Niedersachsens Urgesch.5: 59-105.
- (1937): Die Pflanzengesellschaften Nordwestdeutschlands. Jb.Naturh.Ges.Hannover 81/87: 1-170.
- (1956): Die heutige potentielle natürliche Vegetation als Gegenstand der Vegetationskartierung. Angew.Pflanzensoz.13: 3-42.
TURNER,F.B.(1961): The relative abundance of snake species. Ecology 42: 600-602.
UDVARDY,M.F.D.(1959): Notes on the ecological concepts of habitat, biotope, and niche. Ecology 40: 725-728.
UVAROV,B.P.(1964): Problems of insect ecology in developing countries. J.appl.Ecol.1: 159-168.
VAN DER DRIFT,J.(1951): Analysis of the animal community in a beech forest floor. Tijdschr.Entom.94: 1-168.
- (1959): Field studies on the surface fauna of forests. Bijdr.Dierkde.29: 79-103.
VAN DER MAAREL,E.(1965): Beziehungen zwischen Pflanzengesellschaften und Molluskenfauna. in: TÜXEN,R.(Hrsg.): Biosoziologie. Den Haag. S.184-198.
- (1966): Over Vegetationsstructuren, -relaties en -systemen in het bijzonder in de duingraslanden van voorne. Diss.Utrecht.
VAN HEERDT,P.F. & BONGERS,W.(1967): A biocenological investigation of salt marshes on the south coast of the isle of Terschelling. Tijdschr.Entom.110: 107-131.
VAN HEERDT,P.F. & MÖRZER BRUYNS,M.F.(1960): A biocenological investigation in the yellow dune region of Terschelling. Tijdschr.Entom.103: 225-275.

VEITH,K.H.(1960): Hydrologische und biologische Beobachtungen im Oberthaler Bruch. Naturschutz u.Landschaftspflege im Saarl.2: 27-35.

VERDIER,P. & QUEZEL,P.(1951): Les populations de Carabiques dans la région littorale languedocienne, leurs rapports avec le sol et sa couverture végétale. Vie et Milieu 2(1): 69-94.

VOLZ,P.(1962): Beiträge zu einer pedozoologischen Standortslehre. Pedobiologia 1: 242-290.

- (1965): Von der Fauna der Kleinen Kalmit bei Landau. Mitt.pfälz.Ver.Naturkde.Naturschutz Pollichia, 3.Reihe, 12: 132-150.

- (1967): Vorarbeiten für ein System der tierischen Boden-Lebensgemeinschaften. in: GRAFF,O. & SATCHELL,J.E.(Hrsgg.): Progress in soil biology. Braunschweig. S.575-584.

- (1970): Fauna der Kleinen Kalmit. Mitt.pfälz.Ver.Naturkde. Naturschutz Pollichia, 3.Reihe, 17: 57-71.

VON HUMBOLDT,A.(1805): Essai sur la géographie des plantes; accompagné d'une tableau physique des régions équinoxiales. Paris.

VON POST,H.(1868): Försök till iakttagelser i djur- och växt-statistik. Öfversigt Kongl.Vetensk.-Akad.Förhandl. 24(1867): 59-73.

WARNECKE,G.(1934): Grundsätzliches zur Methodik zoogeographischer Untersuchungen in der Entomologie. Int. Entom.Ztschr.28: 437-441, 451-454.

- (1935): dto., Int.Entom.Ztschr.28: 461-465.

- (1936): Über die Konstanz der ökologischen Valenz einer Tierart als Voraussetzung für zoogeographische Untersuchungen. Entom.Rundschau 53: 203-206, 217-219, 230-232.

WATERHOUSE,F.L.(1950): Humidity and temperature in grass microclimates with reference to insolation. Nature 166: 232-233.

WEIDEMANN,G.(1965): Ökologische und biometrische Untersuchungen an Proctotrupiden (Hymenoptera: Proctotrupidae s.str.) der Nordseeküste und des Binnenlandes. Ztschr. Morph.Ökol.Tiere 55: 425-514.

WELTER,A.(1934): Entomologisches aus dem Saarbebiet. Sitzungsber.naturh.Ver.Rheinl.Westf.1932/33(D): 65.
WHITESIDE,M.C. & HARMSWORTH,R.V.(1967): Species diversity in Chydorid (Cladocera) communities. Ecology 48: 664-667.
WHITTAKER,R.H.(1953): A consideration of climax theory: The climax as a population and pattern. Ecol.Monogr. 23: 41-78.
- (1965): Dominance and diversity in land plant communities. Science 147: 250-260.
- (1971): Communities and ecosystems. 3.Aufl., New York.
WIENER,N.(1948): Cybernetics. New York.
- (1963): Kybernetik. Düsseldorf (erw.dt.Übers.von WIENER 1948).
WILHM,J.L.(1968): Use of biomass units in Shannon's formula. Ecology 49: 153-156.
WILHM,J.L. & DORRIS,T.C.(1968): Biological parameters for water quality criteria. Bio Science 18: 477-481.
WILLIAMS,C.B.(1944): Some applications of the logarithmic series and the index of diversity to ecological problems. J.Ecol.32: 1-44.
- (1947): The logarithmic series and the comparison of island floras. Proc.Linn.Soc.London 158(2): 104-108.
- (1951a):Diversity as a measurable character of an animal or plant population. Année biol.27: 129-141.
- (1951b): A note on the relative sizes of genera in the classification of animals and plants. Proc.Linn.Soc. London 162: 171-175.
- (1952): Diversity as a measurable character of an animal or plant population. Colloques int.Centre Nat.Rech. Sci.33(Ecologie): 129-141.
- (1964): Patterns in the balance of nature. London.
WILLIAMS,E.C.(1941): An ecological study of the floor fauna of the Panama rain forest. Bull.Chicago Acad. Sci.6: 63-124.
WILLIAMS,G.(1958): Mechanical time-sorting of pitfall captures. J.Anim.Ecol.27: 27-35.
- (1959a): The seasonal and diurnal activity of the fauna

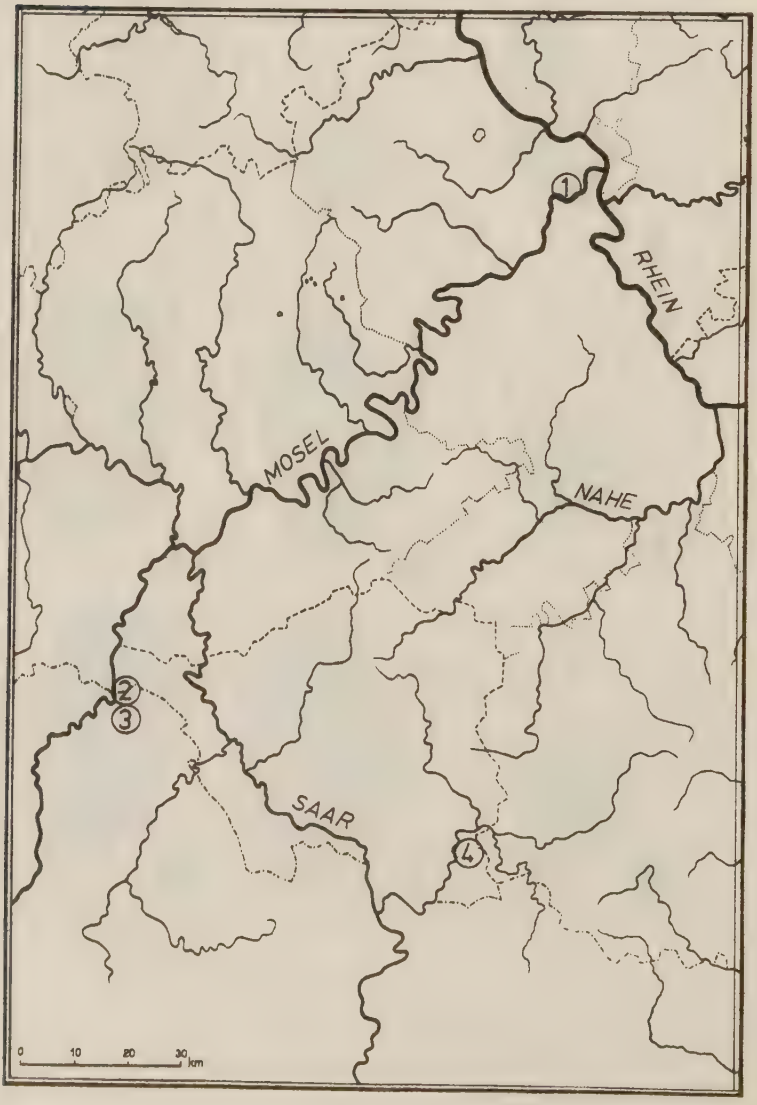
sampled by pitfall traps in different habitats. J.Anim. Ecol.28: 1-13.
- (1959b): Seasonal and diurnal activity of Carabidae, with particular reference to Nebria, Notiophilus and Feronia. J.Anim.Ecol.28: 309-330.
WILMANS,O.(1971): Ökologie und moderner Naturschutz. Zur Frage der Naturschutzgebiete. Biologie in unserer Zeit 1(5): 147-156.
WILMS,B.(1961): Untersuchungen zur Bodenkäferfauna in drei pflanzensoziologisch unterschiedenen Wäldern der Umgebung Münsters. Abh.Landesmus.Naturkde.Münster 23: 1-15.
WILSON,E.O. & BOSSERT,W.H.(1973): Einführung in die Populationsbiologie. Berlin, Heidelberg, New York.
WOLF,E.(1970): Ökologisch-faunistische Untersuchungen über den Einfluß klimatologischer Faktoren auf die Carabidenfauna von Schacht- und Stollenhalden sowie der angrenzenden Feldflur. Diss.Halle.
WOLTERECK,R.(1928): Über die Spezifität des Lebensraumes, der Nahrung und der Körperformen bei pelagischen Cladoceren und über "Ökologische Gestalt-Systeme". Biol. Zentralbl.48: 521-551.
YARRANTON,G.A.(1973): A graph theoretical test of phytosociological homogeneity. Vegetatio 28: 283-298.
ZEBE,V.(1954): Über das Vorkommen einiger bemerkenswerter Insekten im Mittelrheingebiet: Oecanthus pellucens Scop. (Orthopt.), Cicadetta montana Scop. (Hemipt.Homopt.), Stephanitis piri F.(Hemipt.Heteropt.). Entom.Ztschr. 64: 257-259.
- (1972a): Funde mittelrheinischer Käfer. Entom.Blätt. 68: 43-48.
- (1972b): Curculioniden im Mittelrheingebiet II. Entom. Blätt.68: 170-174.
ZUMPT,F.(1931): Die Koleopterenfauna des Steppenheidebiotops von Bellinchen(Oder) und Oderberg (Fauna marchica). Beitr.Naturdenkmalspflege 14: 362-449.
- (1932): Das Sammeln in der Steppenheide. Koleopt.Rundschau 18: 190-196.

Anhang

Abb.1: Verbreitungstypen der Coleopteren
(Erläuterungen s. 2.8.)

Abb.2: Lage der Untersuchungsgebiete

1: Brachliegende Weinbergterrassen bei Winningen
2: Südwesthang des Hammelsberges bei Perl
3: Südwesthang des Koppenachberges bei Montenach
4: Südwesthang des Schenkelsberges bei Mimbach



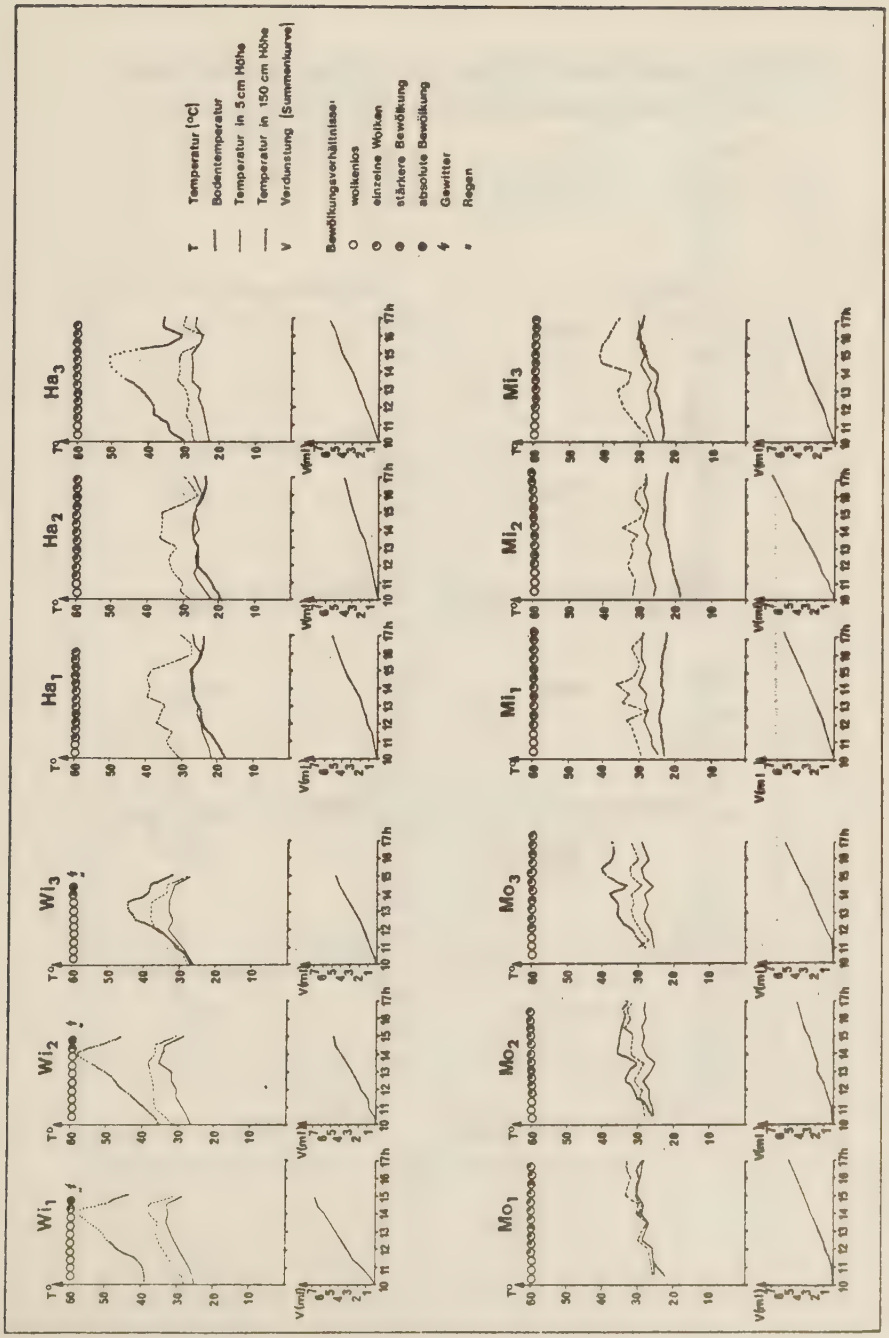


Abb. 3: Mikroklima der Untersuchungsgebiete (Tag der Messung: 16.6.1974)(Erläuterungen s. 3.4.)

Abb.4: Dominanzstruktur der Coleopterenzönosen

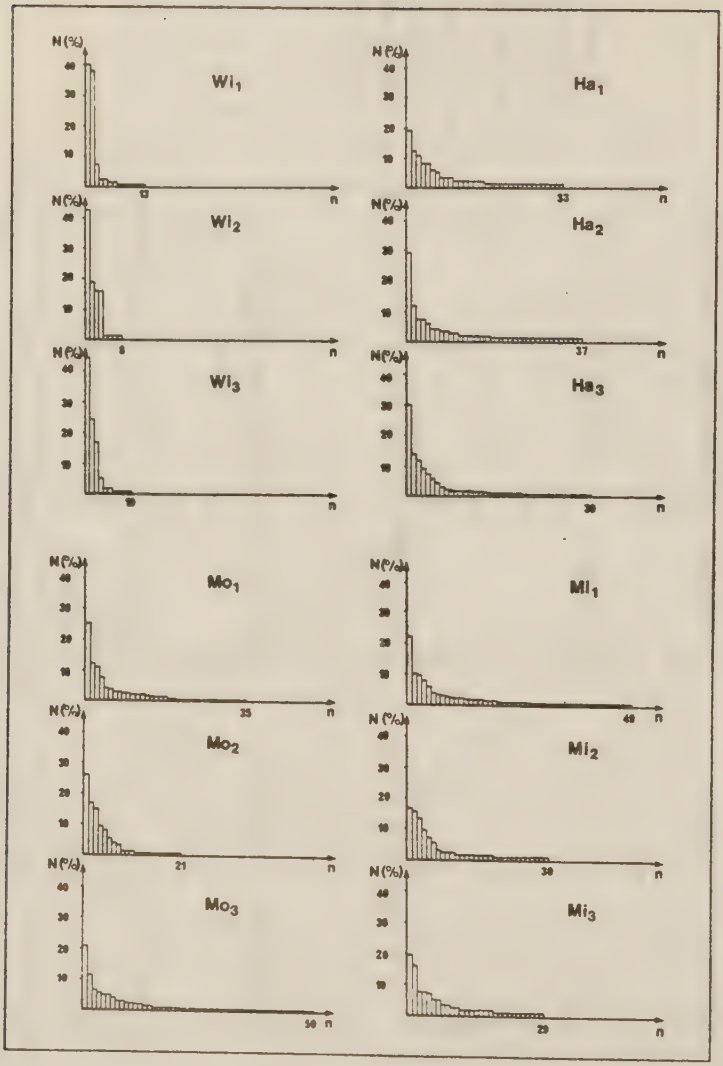
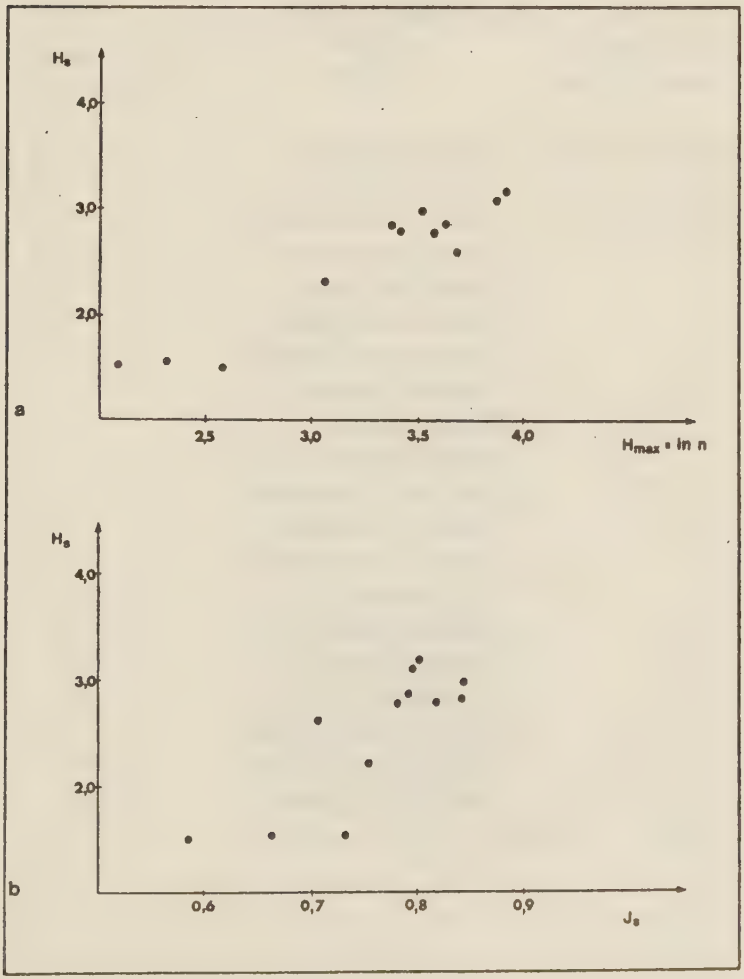


Abb.5: Abhängigkeit der Arten-Diversität von der Artenzahl (a) und der Gleichmäßigkeit der Individuenverteilung (b)



Tab.1: Pflanzensoziologische Aufnahme Wi$_1$

Datum der Aufnahme:	29.6.1974	
Größe der Aufnahmefläche:	16 m^2	
Hangneigung:	25°	
Gesamtdeckung:	60%	
Strauchschicht:	Vitis vinifera	1
Krautschicht:	Arrhenatherum elatius	4
	Isatis tinctoria	2
	Melica ciliata	2
	Malva sylvestris	1
	Convolvulus arvensis	1
	Linaria vulgaris	1
	Sedum album	+
	Epilobium roseum	+
	Parietaria diffusa	+
	Verbascum nigrum	+
	Artemisia campestris	+.2
	Poa nemoralis	+
	Torilis japonica	r
	Daucus carota	r
	Galium mollugo	r
	Senecio erucifolius	r
	Picris hieracioides	r
	Sonchus oleraceus	(+)

Tab.2: Pflanzensoziologische Aufnahme Wi_2

Datum der Aufnahme:	29.6.1974	
Größe der Aufnahmefläche:	30 m^2	
Hangneigung:	30°	
Gesamtdeckung:	65%	
Strauchschicht:	Rosa canina	+
	Vitis vinifera	+
Krautschicht:	Arrhenatherum elatius	4
	Melica ciliata	2
	Isatis tinctoria	1
	Galium mollugo	1
	Sedum album	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Parietaria diffusa	+
	Convolvulus arvensis	+
	Echium vulgare	+
	Verbascum nigrum	+
	Linaria vulgaris	+
	Sedum rupestre agg.	r
	Daucus carota	r
	Chenopodium album	r
	Artemisia campestris	r
	Malva sylvestris	(+)
	Allium vineale	(+)
	Asparagus officinalis	(+)

Tab.3: Pflanzensoziologische Aufnahme Wi_3

Datum der Aufnahme:	29.6.1974	
Größe der Aufnahmefläche:	25 m^2	
Hangneigung:	25°	
Gesamtdeckung:	70%	
Strauchschicht:	Rubus fruticosus	2
	Vitis vinifera	r
Krautschicht:	Isatis tinctoria	3
	Melica ciliata	3
	Sedum album	1
	Parietaria diffusa	1
	Convolvulus arvensis	1
	Arrhenatherum elatius	1
	Galium mollugo	+
	Sonchus oleraceus	+
	Torilis japonica	r
	Daucus carota	r
	Linaria vulgaris	r
	Picris hieracioides	r
	Artemisia campestris	(+)
	Asplenium septentrionale	(r)

Tab.4: Pflanzensoziologische Aufnahme Ha_1

Datum der Aufnahme:	16.6.1974	
Größe der Aufnahmefläche:	16 m^2	
Hangneigung:	30°	
Gesamtdeckung:	90%	
Strauchschicht:	Cornus sanguinea	2
	Crataegus monogyna	1
	Prunus spinosa	1
Krautschicht:	Bromus erectus	3.3
	Koeleria pyramidata	2
	Genista tinctoria	1
	Helianthemum nummularium	1
	Peucedanum cervaria	1
	Ononis spinosa	+
	Anthyllis vulneraria	+
	Lotus corniculatus	+
	Hypericum perforatum	+
	Linum catharticum	+
	Linum tenuifolium	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Eryngium campestre	+
	Teucrium chamaedrys	+
	Galium mollugo	+
	Carex flacca	+
	Festuca ovina agg.	+
	Brachypodium pinnatum	+
	Poa angustifolia	+
	Briza media	+
	Dactylis glomerata	+
	Bupleurum falcatum	r
	Dianthus carthusianorum	r
	Cynanchum vincetoxicum	r
	Stachys recta	r

Tab.4.: 1.Fortsetzung

	Centaurea scabiosa	r
	Hieracium pilosella	r
	Carex caryophyllea	r
	Phleum phleoides	r
	Medicago lupulina	r
	Potentilla tabernaemontani	(+)
	Papaver rhoeas	(r)
	Fragaria vesca	(r)

Tab.5: Pflanzensoziologische Aufnahme Ha_2

Datum der Aufnahme: 16.6.1974
Größe der Aufnahmefläche: 16 m^2
Hangneigung: 25^o
Gesamtdeckung: 85%

Strauchschicht:	Rosa canina	+
	Cornus sanguinea juv.	+
	Crataegus monogyna juv.	r
	Prunus spinosa juv.	r
Krautschicht:	Bromus erectus	3.3
	Genista tinctoria	2
	Anthyllis vulneraria	1
	Peucedanum cervaria	1
	Sanguisorba minor	+
	Ononis spinosa	+
	Lotus corniculatus	+
	Linum catharticum	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Eryngium campestre	+

Tab.5 : 1.Fortsetzung

Teucrium chamaedrys	+
Thymus pulegioides	+
Carlina vulgaris	+
Carex flacca	+
Festuca ovina agg.	+
Brachypodium pinnatum	+
Poa angustifolia	+
Briza media	+
Koeleria pyramidata	+
Phleum phleoides	+
Fragaria vesca	r
Medicago lupulina	r
Viola hirta	r
Dianthus carthusianorum	r
Scabiosa columbaria	r
Hieracium maculatum	r
Ophrys fuciflora	r
Aceras anthropophorum	r
Sedum acre	(+)
Trifolium rubens	(+)
Cynanchum vincetoxicum	(+)
Verbascum nigrum	(+)
Hieracium pilosella	(+)

Tab.6: Pflanzensoziologische Aufnahme Ha_3

Datum der Aufnahme: 16.6.1974
Größe der Aufnahmefläche: 16 m^2
Hangneigung: 45^o
Gesamtdeckung: 90%

Strauchschicht:	Prunus spinosa	2
	Crataegus monogyna	+
	Rosa canina juv.	+
	Prunus mahaleb	(r)
	Viburnum lantana	(r)
Krautschicht:	Koeleria pyramidata	2.2
	Bromus erectus	1.2
	Brachypodium pinnatum	1.2
	Fragaria vesca	1
	Sanguisorba minor	1
	Helianthemum nummularium	1
	Peucedanum cervaria	1
	Festuca ovina agg.	1
	Hypericum perforatum	+
	Linum tenuifolium	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Eryngium campestre	+
	Teucrium chamaedrys	+
	Thymus pulegioides	+
	Hieracium pilosella	+
	Hieracium maculatum	+
	Carex flacca	+
	Poa angustifolia	+
	Lotus corniculatus	r
	Bupleurum falcatum	r
	Dianthus carthusianorum	r
	Verbascum nigrum	r
	Centaurea scabiosa	r

Tab.6: 1.Fortsetzung

	Carex caryophyllea	r
	Phleum phleoides	r
	Anthyllis vulneraria	(+)

Tab.7: Pflanzensoziologische Aufnahme Mo_1

Datum der Aufnahme: 16.6.1974
Größe der Aufnahmefläche: 16 m^2
Hangneigung: 20°
Gesamtdeckung: 80%

Strauchschicht:	Crataegus monogyna	1
	Prunus spinosa	1
	Cornus sanguinea	1
	Salix caprea	+
	Quercus robur juv.	r
	Fagus sylvatica juv.	r.00
	Rosa canina	(+)
Krautschicht:	Anthyllis vulneraria	2
	Cirsium acaule	2
	Sanguisorba minor	1
	Lotus corniculatus	1
	Helianthemum nummularium	1
	Teucrium chamaedrys	1
	Thymus praecox	1.2
	Festuca ovina agg.	1.2
	Brachypodium pinnatum	1
	Briza media	1
	Koeleria pyramidata	1.3
	Fragaria vesca	+

Tab.7: 1.Fortsetzung

Genista sagittalis	+
Genista tinctoria	+
Linum tenuifolium	+
Euphorbia cyparissias	+
Eryngium campestre	+
Primula veris	+
Plantago media	+
Plantago lanceolata	+
Scabiosa columbaria	+
Achillea millefolium	+
Carex flacca	+
Poa angustifolia	+
Ophrys fuciflora	+
Ranunculus bulbosus	r
Trifolium repens	r
Hypericum perforatum	r
Cynanchum vincetoxicum	r
Centaurea scabiosa	r
Carex flacca x C.caryophyllea	r.00
Phleum phleoides	r
Listera ovata	r
Orobanche teucrii	(+)
Aceras anthropophorum	(+)
Anacamptis pyramidalis	(+)

Tab.8: Pflanzensoziologische Aufnahme Mo_2

Datum der Aufnahme:	16.6.1974	
Größe der Aufnahmefläche:	16 m^2	
Hangneigung:	8^o	
Gesamtdeckung:	98%	
Strauchschicht:	Crataegus monogyna juv.	+
	Prunus spinosa juv.	+
	Cornus sanguinea juv.	(+)
Krautschicht:	Sanguisorba minor	2
	Hippocrepis comosa	2
	Festuca ovina agg.	2
	Brachypodium pinnatum	2.2
	Koeleria pyramidata	2.3
	Ononis spinosa	1
	Anthyllis vulneraria	1
	Lotus corniculatus	1
	Eryngium campestre	1
	Plantago media	1
	Briza media	1
	Fragaria vesca	+
	Genista sagittalis	+
	Genista tinctoria	+
	Viola hirta	+
	Linum catharticum	+
	Polygala calcarea	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Teucrium chamaedrys	+
	Thymus praecox	+
	Plantago lanceolata	+
	Achillea millefolium	+
	Cirsium acaule	+
	Hieracium pilosella	+
	Carex flacca	+

Tab.8: 1.Fortsetzung

	Poa angustifolia	+
	Avena pubescens	+
	Medicago lupulina	r
	Polygala comosa	r
	Primula veris	r
	Prunella laciniata	r
	Carlina vulgaris	r
	Centaurea scabiosa	r
	Leontodon hispidus	r
	Listera ovata	r
	Ophrys fuciflora	r

Tab.9: Pflanzensoziologische Aufnahme Mo_3

Datum der Aufnahme: 16.6.1974
Größe der Aufnahmefläche: 16 m^2
Hangneigung: 20^o
Gesamtdeckung: 98%

Strauchschicht:	Crataegus monogyna	+
	Prunus spinosa	+
	Cornus sanguinea	+
	Rosa canina	r
	Viburnum lantana juv.	r
Krautschicht:	Festuca ovina agg.	2.3
	Briza media	2
	Loeleria pyramidata	2.2
	Sanguisorba minor	1
	Genista tinctoria	1
	Anthyllis vulneraria	1

Tab.9: 1.Fortsetzung

Hippocrepis comosa	1
Eryngium campestre	1
Teucrium chamaedrys	1.2
Thymus pulegioides	1.3
Carex flacca	1
Brachypodium pinnatum	1.2
Poa angustifolia	1
Genista sagittalis	+
Ononis spinosa	+
Lotus corniculatus	+
Viola hirta	+
Hypericum perforatum	+
Linum catharticum	+
Linum tenuifolium	+
Polygala comosa	+
Achillea millefolium	+
Carlina vulgaris	+
Hieracium pilosella	+
Euphorbia cyparissias	r
Quercus robur juv.	r.0
Asperula cynanchica	r
Galium mollugo	r
Centaurea jacea	r
Primula veris	(+)
Salvia pratensis	(+)
Avena pubescens	(+)
Scabiosa columbaria	(r)
Plantanthera bifolia	(r)
Aceras anthropophorum	(r)
Himantoglossum hircinum	(r)

Tab.10: Pflanzensoziologische Aufnahme Mi_1

Datum der Aufnahme: 25.6.1974
Größe der Aufnahmefläche: 16 m^2
Hangneigung: 35°
Gesamtdeckung: 85%

Krautschicht:	Bromus erectus	4
	Carex flacca	2
	Euphorbia cyparissias	1
	Festuca ovina agg.	1.2
	Briza media	1
	Ranunculus bulbosus	+
	Sanguisorba minor	+
	Lotus corniculatus	+
	Hippocrepis comosa	+
	Linum catharticum	+
	Salvia pratensis	+
	Thymus serpyllum	+
	Plantago media	+
	Scabiosa columbaria	+
	Achillea millefolium	+
	Chrysanthemum leucanthemum	+
	Centaurea jacea	+
	Leontodon nudicaulis	+
	Hieracium pilosella	+
	Ononis spinosa	r
	Fagus sylvatica juv.	r.0
	Carlina vulgaris	r
	Anthyllis vulneraria	(+)
	Hypericum perforatum	(+)

Tab.11: Pflanzensoziologische Aufnahme Mi_2

Datum der Aufnahme:	25.6.1974	
Größe der Aufnahmefläche:	16 m^2	
Hangneigung:	35°	
Gesamtdeckung:	85%	
Strauchschicht:	Crataegus monogyna	+
Krautschicht:	Bromus erectus	4
	Lotus corniculatus	1
	Euphorbia cyparissias	1
	Teucrium chamaedrys	1
	Galium verum	1
	Cirsium arvense	1
	Centaurea jacea	1
	Carex flacca	1
	Festuca ovina agg.	1.2
	Briza media	1.2
	Sanguisorba minor	+
	Ononis spinosa	+
	Anthyllis vulneraria	+
	Linum catharticum	+
	Thymus serpyllum	+
	Achillea millefolium	+
	Chrysanthemum leucanthemum	+
	Leontodon hudicaulis	+
	Hieracium pilosella	+
	Carex caryophyllea	+
	Ranunculus bulbosus	r
	Quercus robur juv.	r.0
	Scabiosa columbaria	r
	Carlina vulgaris	r

Tab.12: Pflanzensoziologische Aufnahme Mi_3

Datum der Aufnahme: 25.6.1974
Größe der Aufnahmefläche: 16 m^2
Hangneigung: 35^o
Gesamtdeckung: 95%

Strauchschicht (nur außerhalb der Untersuchungsfläche):

Crataegus monogyna
Rosa canina
Prunus spinosa
Quercus robur
Viburnum lantana

Krautschicht:	Bromus erectus	3
	Brachypodium pinnatum	2.3
	Cnonis spinosa	1
	Lotus corniculatus	1
	Plantago lanceolata	1
	Cirsium arvense	1
	Centaurea jacea	1
	Carex flacca	1
	Festuca ovina agg.	1.2
	Briza media	1
	Potentilla tabernaemontani	+
	Sanguisorba minor	+
	Anthyllis vulneraria	+
	Hippocrepis comosa	+
	Linum catharticum	+
	Euphorbia cyparissias	+
	Thymus serpyllum	+
	Carlina vulgaris	+
	Hieracium pilosella	+
	Carex caryophyllea	+
	Crataegus monogyna juv.	r
	Polygala calcarea	r

Tab.12: 1.Fortsetzung

Quercus robur juv.	r
Ligustrum vulgare juv.	r
Ophrys fuciflora	r
Salvia pratensis	(+)
Listera ovata	(+)

Tab.13: Monats- und Jahresmittel der Temperatur (°C) von zwei saarländischen Stationen (nach SORG 1965)

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr
Besch	1,4	2,1	6,0	9,4	13,2	16,3	17,9	16,9	14,6	9,8	5,5	3,1	9,7
Gersheim	0,3	1,2	6,0	8,9	12,8	16.0	17,7	16,9	14,7	9,9	4,7	2,6	9,3

Tab.14: Monats- und Jahresmittel der täglichen Temperatur-Maxima (°C) von zwei saarländischen Stationen (nach SORG 1965)

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr
Besch	4,2	6,1	11,5	15,4	19,3	22,4	24,2	23,2	20,9	15,2	8,7	5,5	14,7
Gersheim	3,2	5,1	11,2	14,9	19,3	22,0	23,5	22,6	20,2	14,8	7,9	5,3	14,2

Tab.15: Monats- und Jahresmittel der Temperaturen 2cm im Boden (°C) der Station Saarbrücken (zum Vergleich sind die Lufttemperaturen mit aufgeführt) (nach SORG 1965)

	J	F	M	A	M	J	J	A	S	O	N	D	Jahr
Luft	1,4	1,9	5,9	9,7	13,4	16,8	18,3	17,2	14,7	9,5	5,4	2,9	9,8
Boden	0,9	1,6	5,4	10,1	16,2	19,9	21,3	19,5	16,0	10,1	5,3	2,6	10,8

Tab.16: Bodenazidität (pH-Wert)

Wi_1	Wi_2	Wi_3	Ha_1	Ha_2	Ha_3	Mo_1	Mo_2	Mo_2	Mi_1	Mi_2	Mi_3
7,7	8,0	8,5	8,6	8,7	8,5	8,9	9,1	9,0	8,7	8,6	8,7

Tab.17: Übersicht über die Häufigkeit der Coleopterenfamilien.

Familie	Artenzahl			Individuenzahl	
	total	Falle		Falle	
		n	%	n	%
Carabidae	50	43	18,30	1039	26,800
Hydrophilidae	3	-	-	-	-
Histeridae	5	5	2,13	14	0,361
Silphidae	9	8	3,40	279	7,195
Catopidae	12	11	4,68	179	4,616
Liodidae	6	6	2,55	73	1,883
Staphylinidae	78	75	31,91	1359	35,049
Pselaphidae	1	1	0,43	1	0,026
Lycidae	1	-	-	-	-
Lampyridae	2	2	0,85	2	0,052
Cantharidae	7	1	0,43	2	0,052
Drilidae	1	-	-	-	-
Malachiidae	4	1	0,43	7	0,181
Melyridae	1	-	-	-	-
Elateridae	10	9	3,83	55	1,418
Buprestidae	2	-	-	-	-
Dermestidae	2	2	0,85	3	0,077
Byrrhidae	4	4	1,70	19	0,490
Nitidulidae	7	2	0,85	5	0,129
Cucujidae	1	1	0,43	1	0,026
Cryptophagidae	6	6	2,55	71	1,831
Lathridiidae	3	3	1,28	4	0,103
Mycetophagidae	1	1	0,43	1	0,026
Coccinellidae	7	3	1,28	4	0,103
Oedemeridae	4	-	-	-	-
Pyrochroidae	2	-	-	-	-
Anthicidae	1	1	0,43	1	0,026
Mordellidae	4	-	-	-	-
Lagriidae	1	1	0,43	4	0,103
Tenebrionidae	3	2	0,85	118	3,043
Scarabaeidae	14	10	4,26	226	5,829
Lucanidae	1	-	-	-	-
Cerambycidae	8	1	0,43	1	0,026
Chrysomelidae	36	13	5,53	32	0,825
Bruchidae	1	-	-	-	-
Scolytidae	1	-	-	-	-
Curculionidae	35	23	9,79	378	9,749
Summe	334	235	100,00	3878	100,000

Tab.18: Arteninventar der Untersuchungsgebiete

Wi Brachliegende Weinbergterrassen bei Winningen
Ha Hammelsberg bei Perl
Mo Koppenachberg bei Montenach
Mi Schenkelsberg bei Mimbach
X Fallenfang
x n u r Hand-, Licht- oder Käscherfang
? Artbestimmung nicht sicher durchführbar
* Nachweis in Mi durch DEMPEWOLFF (1964)(Diese Angaben wurden nur übernommen, wenn in der Biogeographischen Sammlung der Universität des Saarlandes nachprüfbare Belege vorhanden waren)
+ Beleg in der Biogeographischen Sammlung der Universität des Saarlandes, leg.Dempewolff 1963; nicht erwähnt bei DEMPEWOLFF(1964)

	Wi	Ha	Mo	Mi
Carabidae				
Cicindela campestris L.			X	X
Carabus coriaceus L.*		X	X	x
Carabus purpurascens Fbr.			X	X
Carabus auratus L.		X	X	X
Carabus granulatus L.				X
Carabus convexus Fbr.			X	
Carabus cancellatus Ill.		X		
Carabus nemoralis Müll.			X	X
Leistus ferrugineus L.				x
Nebria brevicollis Fbr.			X	
Bembidion lampros Hbst.			X	
Panagaeus bipustulatus Fbr.		X	X	X
Callistus lunatus Fbr.		X	X	
Badister bipustulatus Fbr.		X	X	X
Licinus depressus Payk.				X
Harpalus diffinis Dej.		X		

Tab.18: 1.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Harpalus azureus Fbr.			X	
Harpalus puncticollis Payk.		X	X	X
Harpalus pubescens Müll.		X	X	x
Harpalus aeneus Fbr.				x
Harpalus atratus Latr.	X	X	X	
Harpalus latus L.			X	X
Harpalus luteicornis Dft.	X			
Harpalus rubripes Dft.		X	X	X
Harpalus honestus Dft.	X			
Harpalus tardus Panz.	X			
Anisodactylus binotatus Fbr.	X			
Amara similata Gyll.	X			
Amara communis Panz.		X		
Amara eurynota Panz.	X			
Amara aulica Panz.			X	
Stomis pumicatus Panz.		X		
Pterostichus lepidus Leske		X	X	
Pterostichus cupreus L.			X	X
Pterostichus vulgaris L.*				x
Pterostichus interstinctus Strm.			X	
Pterostichus madidus Fbr.		X	X	
Pterostichus cristatus Duf.		X		
Abax ater Vill.*		X	X	x
Abax parallelus Dft.		x		
Abax ovalis Dft.		X	X	
Molops piceus Panz.		X		
Calathus fuscipes Gze.			X	X
Agonum sexpunctatum L.				x
Agonum dorsale Pont.*				x
Lebia chlorocephala Hoffm.			X	
Demetrias atricapillus L.+				x
Dromius linearis Ol.+			X	x
Microlestes maurus Strm.			X	X

Tab.18: 2.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Brachynus crepitans L.		X	X	X
Hydrophilidae				
Sphaeridium scarabaeoides L.*				x
Cercyon unipunctatus (L.)			x	
Cercyon quisquilius (L.)			x	
Histeridae				
Paralister stercorarius (Hoffm.)		X	X	
Paralister carbonarius (Hoffm.)				X
Hister quadrimaculatus L.			X	X
Hister unicolor L.		X	X	
Hister funestus Er.		X		
Silphidae				
Necrophorus humator Ol.			X	X
Necrophorus investigator Zett.				X
Necrophorus fossor Er.		X	X	X
Necrophorus vespillo (L.)		X	X	X
Thanatophilus rugosus (L.)		X		
Thanatophilus sinuatus (Fbr.)	x	X		X
Silpha obscura L.				X
Silpha tristis Ill.	X			X
Phosphuga atrata (L.)*				x
Catopidae				
Ptomaphagus subvillosus (Gze.)		X	X	X
Ptomaphagus medius Rey+				x
Nargus velox (Spence)				X
Nargus anisotomoides (Spence)		X	X	X
Sciodrepoides watsoni (Spence)		X	X	X

Tab.18: 3.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Catops grandicollis Er.		X	X	X
Catops tristis (Panz.)		X	X	
Catops chrysomeloides (Panz.)		X	X	
Catops nigriclavis Gerh.				X
Catops fuliginosus Er.		X		X
Catops nigricans (Spence)		X	X	X
Catops picipes (Fbr.)		X	X	
Liodidae				
Liodes dubia (Kug.)			x	X
?Liodes dubia (Kug.)		X		
Liodes obesa (Schm.)		X		
Liodes brunnea (Strm.)		X		
Liodes badia (Strm.)		X	X	X
Liodes flavicornis Bris.		X		
Cyrtusa pauxilla (Schm.)		X		
Staphylinidae				
?Proteinus ovalis Steph.	X	X	X	
Omalium caesum Grav.		X		
Phloeonomus planus (Payk.)		X		
Stenus clavicornis (Scop.)		X		
Stenus similis (Hbst.)*				x
Stenus erichsoni Rye		X		
Paederus litoralis Grav.*		X	X	x
Lathrobium andorranum Koch			X	
Lathrobium fulvipenne (Grav.)			X	
Lathrobium pallidum Nordm.				X
Gyrohypnus punctulatus (Payk.)				X
Xantholinus semirufus (Rtt.)Steel		X	X	
?Xantholinus clairei Coiff. ♀				X
Xantholinus schuleri Coiff.		X	X	

Tab.18: 4.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Xantholinus linearis (Ol.)	X	X	X	X
?Xantholinus longiventris-Gruppe ♀				X
?Philonthus sparsus Luc.				X
Philonthus atratus (Grav.)		X	X	
Philonthus coruscus (Grav.)		X	X	X
Philonthus fuscipennis (Mannh.)	X	X	X	X
Philonthus chalceus Steph.		X		
Philonthus decorus (Grav.)		x		
Philonthus spermophili Gglb.		X	X	X
Philonthus varius (Gyll.)			X	
Platydracus fulvipes (Scop.)		X		
Platydracus stercorarius (Ol.)		X	X	X
Parabemus fossor (Scop.)		x		
Staphylinus caesareus Ced.		x	X	
Ocypus olens (Müll.)		X	X	X
Ocypus ophthalmicus (Scop.)		X		X
Ocypus similis (Fbr.)		X	X	X
Ocypus brunnipes (Fbr.)			X	
Ocypus fulvipenne Er.		X	X	X
Ocypus aeneocephalus (Deg.)			X	
Ocypus globulifer (Geoffr.)		X		
Quedius ochripennis (Men.)		X	X	X
Quedius nigrocoeruleus Fauv.			X	X
Quedius invreai Grid.		X		X
Quedius fuliginosus (Grav.)			X	
Quedius nemoralis Baudi	X			
Quedius semiobscurus Marsh.			X	
Quedius fulvicollis Steph.		X		
?Quedius (Raphirus) spec.	X			
Mycetoporus splendens (Marsh.)		X		
Mycetoporus ambiguus Luce				X
Mycetoporus punctus (Gyll.)			X	
Bolitobius thoracicus (Fbr.)	X			

Tab.18: 5.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Bryocharis analis (Payk.)		X	X	
Conosoma pedicularium (Grav.)		X		
Tachyporus nitidulus (Fbr.)	X			
Tachyporus obtusus (L.)*				x
Tachyporus hypnorum (L.)	X	X	X	
?Tachyporus hypnorum (L.)			X	
Tachyporus chrysomelinus (L.)	X	X		
Tachinus rufipes (Deg.)		x		X
Brachida exigua Heer		X		
Placusa tachyporoides (Waltl.)		X		
Falagria thoracica Curt.		X	X	X
Neohilara subterranea (Muls.Rey)		X		
Alaobia scapularis Sahlb.		X	X	
Dinaraea angustula (Gyll.)		X		
Plataraea brunnea (Fbr.)		X	X	
Atheta (Anopleta) puberula Sharp				X
Atheta (Ceritaxa) testaceipes(Heer)		X		X
Atheta (Mocyta) negligens Muls.		X		
Atheta (Datomicra) nigra (Kr.)		X		
Atheta (s.str.) triangulum (Kr.)		X		
Atheta (s.str.) oblita (Er.)		X		
Drusilla canaliculata (Fbr.)		X	X	X
Zyras (Pella) limbatus (Payk.)		X	X	X
Zyras (Pella) humeralis (Grav.)				X
Zyras (Pella) similis (Märk.)				X
Ilyobates propinquus Aubé			X	
?Ilyobates propinquus Aubé		X		
Oxypoda vittata Märk.		X	X	X
Oxypoda induta Muls.Rey		X		
Aleochara (s.str.) curtula (Gze.)		X	X	X
Aleochara (Baryodma) intricata Mannh.			X	
Aleochara (Polychara) laevigata Gyll.				X
Aleochara (Rheochara) spadicea (Er.)		X		X

Tab.18: 6.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Pselaphidae				
Pselaphus heisei Hbst.			X	
Lycidae				
Homalisus fontisbellaquei Fourcr.			x	
Lampyridae				
Phausis splendidula L.			X	
Phosphaenus hemipterus Gze.				X
Cantharidae				
Cantharis fusca L.			x	
Cantharis rustica Fall.		X	x	
Cantharis livida L.		x	x	
Cantharis pallida Gze.			x	x
Rhagonycha lutea Müll.		x		
Rhagonycha lignosa Müll.				x
Rhagonycha redtenbacheri Gglb.			x	
Drilidae				
Drilus flavescens Geoffr.		x		
Malachiidae				
Charopus flavipes Payk.				X
Charopus pallipes Ol.			x	
Malachius bipustulatus L.		x		
Malachius viridis Fbr.			x	
Melyridae				
Dasytes plumbeus Müll.		x		

Tab.18: 7.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Elateridae				
Lacon murinus L.		X	X	X
Limonius pilosus Leske			X	
Pheletes quercus Ol.				X
Athous bicolor Gze.			X	X
Corymbites latus Fbr.			X	
Corymbites incanus Gyll.				x
Agriotes gallicus Lac.		X		X
Agriotes elongatus Marsh.	X	x		
Agriotes sputator L.		X	X	X
Dolopius marginatus L.	X			
Buprestidae				
Anthaxia nitidula L.		x	x	
Anthaxia quadripunctata L.			x	
Dermestidae				
Dermestes murinus L.		X		
Dermestes undulatus Brahm		X		
Byrrhidae				
Simplocaria semistriata Fbr.	X			
Lamprobyrrhulus nitidus Schall.		X		X
Byrrhus pilula L.		X	X	X
Porcinolus murinus Fbr.			X	X
Nitidulidae				
Carpophilus hemipterus (L.)			X	
Meligethes anthracinus Brisout	x			
Meligethes serripes (Gyll.)			x	
Meligethes obscurus Er.	x		x	
Meligethes bidentatus Brisout			x	

Tab.18: 8.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Omosita depressa (L.)+				x
Glischrochilus quadripunctatus (L.)				X
Cucujidae				
Monotoma brevicollis Aubé			X	
Cryptophagidae				
Cryptophagus pseudodentatus Bruce		X		
Cryptophagus scanicus (L.)	X	X		
Cryptophagus pilosus Gyll.			X	X
Cryptophagus setulosus Strm.			X	X
Cryptophagus schmidti Strm.		X		
Atomaria fuscata (Schönh.)			X	
Lathridiidae				
Lathridius nodifer Westw.	X			
Enicmus transversus (Ol.)		X	X	
Corticaria umbilicata Beck.		X		
Mycetophagidae				
Typhaea stercorea L.+			X	x
Coccinellidae				
Subcoccinella vigintiquatuor-punctata (L.)*				x
Scymnus redtenbacheri Muls.		X	x	
Adalia bipunctata (L.)	X			
Coccinella septempunctata L.*	X	X		x
Propylaea quatuordecimpunctata L.*				x
Halyzia sedecimguttata (L.)			x	
Thea vigintiduopunctata (L.)*				x

Tab.18: 9.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Oedemeridae				
Oedemera flavipes (Fbr.)				x
Oedemera podagrariae (L.)		x	x	
Oedemera nobilis (Scop.)	x	x		
Oedemera lurida (Marsh.)		x	x	x
Pyrochroidae				
Pyrochroa coccinea (L.)		x		
Pyrochroa serraticornis (Scop.)				x
Anthicidae				
Anthicus antherinus (L.)		X		
Mordellidae				
?Mordellistena spec.$_1$			x	
?Mordellistena spec.$_2$			x	
?Mordellistena spec.$_3$*				x
?Mordellistena spec.$_4$		x		
Lagriidae				
Lagria hirta (L.)*		X	X	x
Tenebrionidae				
Asida sabulosa (Füessl.)		X	X	
Opatrum sabulosum (L.)	X	X		
Cylindronotus laevioctostriatus Gze.		x		
Scarabaeidae				
Trox sabulosus (L.)				X
Trox hispidus (Pont.)			X	
Odontaeus armiger (Scop.)			X	

Tab.18: 10.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Geotrupes spiniger Marsh.		X	X	
Onthophagus ovatus (L.)		X	X	X
Onthophagus joannae Goljan		X	X	X
Onthophagus coenobita (Hbst.)				X
Aphodius rufipes (L.)+			X	x
Aphodius fimetarius (L.)*				x
Amphimallon atrum (Hbst.)		X	X	X
Rhizotrogus aestivus (Ol.)			x	
Melolontha melolontha (L.)		x	x	
Hoplia philanthus Fuessl.				X
Trichius fasciatus (L.)*				x
Lucanidae				
Platycerus caraboides (L.)		x		
Cerambycidae				
Stenocorus meridianus (L.)			x	
Grammoptera ruficornis (Fbr.)		x		
Strangalia maculata (Poda)		x		
Strangalia bifasciata (Müll.)		x	X	x
Strangalia nigra (L.)		x		
Stenopterus rufus (L.)		x		
Hylotrupes bajulus (L.)	x			
Agapanthia villosoviridescens (Dej.)			x	
Chrysomelidae				
Lema lichenis Voet.+				x
Lema melanopus (L.)*				x
Clytra quadripunctata (L.)			x	
Clytra laeviuscula Ratz.				x
Gynandrophthalma cyanea (Fbr.)			x	
Gynandrophthalma affinis (Ill.)			x	

Tab.18: 11.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Cryptocephalus biguttatus (Scop.)		x		
Cryptocephalus aureolus Suff.*		x	x	x
Cryptocephalus hypochoeridis (L.)		x		X
Cryptocephalus violaceus Laich.		x		
Leptinotarsa decemlineata Say.				x
Chrysomela varians Schall.		x		
Chrysomela geminata Payk.		x		
Phytodecta olivaceus (Forst.)			x	
Phyllodecta tibialis Suff.				x
Timarcha tenebricosa (Fbr.)	x	x		
Timarcha goettingensis (L.)		x	x	
Pyrrhalta viburni (Payk.)*				x
Galeruca tanaceti (L.)		x	X	
Galeruca pomonae (Scop.)*			X	x
Luperus circumfusus (Marsh.)			X	
Sermylassa halensis (L.)*				x
Phyllotreta nigripes (Fbr.)	X			
Aphthona pygmaea Kutsch.	X	X		X
Aphthona herbigrada (Curtis)		X		
Aphthona atrovirens (Foerst.)			X	
Longitarsus rubiginosus (Foud.)+				x
Longitarsus nigrofasciatus Gze.	X			
Longitarsus luridus (Scop.)			X	
Altica oleracea (L.)		x		
Asiorestia (=Crepidodera)transversa (Marsh.)				X
Crepidodera (=Chalcoides) aurata (Marsh.)+				x
Crepidodera (=Chalcoides) nitidula (L.)+				x
Chaetocnema hortensis (Geoffr.)		X		
Psylliodes cuprea (Koch)	X			
Psylliodes dulcamarae (Koch)	x			

Tab.18: 12.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Bruchidae				
Bruchidius unicolor Ol.			x	
Scolytidae				
?Xylocleptes bispinus Dft.*1				x
Curculionidae				
Apion formaneki Wagn.			x	
Apion difficile Hbst.			x	
Apion seniculus Kirby			X	
Apion onopordi Kirby				X
Apion flavofemoratum Hbst.			x	
Apion reflexum Gyll.				X
Apion ononis Kirby			X	
Apion virens Hbst.	X			
?Apion virens Hbst.		X		
Otiorrhynchus rugosostriatus Gze.		X	X	
Otiorrhynchus porcatus Hbst.		X	X	X
Otiorrhynchus sulcatus Fbr.	X	x		
Otiorrhynchus ligustici L.			X	
Trachyphloeus alternans Gyll.				X
Trachyphloeus bifoveolatus Beck.				X
Trachyphloeus olivieri Bed.		X		X
Phyllobius parvulus Ol.			x	
Phyllobius piri L.			x	
Sciaphilus asperatus Bonsd.		X		
Barypithes trichopterus Gaut.				X
Brachyderes incanus L.				x
Sitona sulcifrons Thunb.			X	X

*1 Von DEMPEWOLFF (1964) als X.bispinus bestimmt

Tab.18: 13.Fortsetzung

	Wi	Ha	Mo	Mi
Sitona waterhousei Walt.+				x
Sitona hispidulus Fbr.				X
Sitona humeralis Steph.+				x
Sitona inops Gyll.		X		
?Larinus planus Fbr.*[1]				x
Cyphocleonus trisulcatus Hbst.				X
Miccotrogus picirostris Fbr.			x	
Anthonomus rubi Hbst.			x	
Lepyrus capucinus Schall.		X	X	
Liparus coronatus Gze.		X		
Epipolaeus caliginosus Fbr.		X	X	
Mecinus janthinus Germ.	x			
Miarus campanulae L.			X	
Miarus graminis Gyll.			x	

Anhang: Bemerkenswerte Arten anderer Tiergruppen

Oecanthus pellucens (Scop.)				X
Mantis religiosa L.[2]		x		
Coptosoma scutellata Geoffr.		x	x	
Cicadetta montana Scop.[3]		x	x	x

---

[1] Von DEMPEWOLFF (1964) als L.planus bestimmt

[2] Aus MÜLLER,P. (1971)

[3] Vom Autor nur auf Mo nachgewiesen; Angabe für Ha und Mi aus MÜLLER,P.(1969)

Tab.19: Artendominanz auf den Brachflächen bei Winningen (Angaben in %)

Art	Verbr. typ	Wi_1	Wi_2	Wi_3	Wi_{1-3}
Harpalus honestus	H	40,66	42,66	24,73	35,80
Harpalus atratus	E_1	0,85	16,18	44,08	18,97
Tachyporus hypnorum	K	38,12	1,47	5,38	18,26
Cryptophagus scanicus	L		16,18	17,20	9,67
Opatrum sabulosum	H	2,54	19,12		5,73
Xantholinus linearis	K	7,62	1,47		3,58
Otiorrhynchus sulcatus	F	1,69		2,15	1,43
Amara eurynota	K	2,54			1,07
Tachyporus nitidulus	K			2,15	0,72
Tachyporus chrysomelinus	K	1,69			0,72
Harpalus tardus	K	0,85			0,36
Anisodactylus binotatus	K	0,85			0,36
Amara similata	K	0,85			0,36
Quedius (Raphirus) spec.	F		1,47		0,36
Simplocaria semistriata	E		1,47		0,36
Agriotes elongatus	E_1	0,85			0,36
Dolopius marginatus	H	0,85			0,36
Lathridius nodifer	L			1,08	0,36
Phyllotreta nigripes	D			1,08	0,36
Psylliodes cuprea	D			1,08	0,36
Apion virens	K			1,08	0,36
Artenzahl (n)		13	8	10	21
Individuenzahl (N)		118	68	93	279

Tab.20: Artendominanz am Hammelsberg bei Perl (Angaben in %)

Art	Verbr. typ	Ha_1	Ha_2	Ha_3	Ha_{1-3}
Liparus coronatus	E		11,19	29,21	20,41
Drusilla canaliculata	K	18,34	28,35	1,52	10,05
Asida sabulosa	A_1	2,75	1,49	12,95	8,79
Opatrum sabulosum	H			10.92	6,75
Carabus auratus	A	11,92	6,71	5,08	6,59
Quedius ochripennis	H	7,34	3,73	6,86	6,28
Pterostichus lepidus	G		2,98	8,38	5,81
Carabus coriaceus	B	7,34	6,71	2,29	4,08
Onthophagus joannae	F	10,09	5,22	1,52	3,77
Tachyporus hypnorum	K	0,92	1,49	3,81	2,83
Liodes badia	H	5,50	2,24	1,78	2,51
Platydracus stercorarius	G	0,92	2,98	1,27	1,57
Ocypus ophthalmicus	D	0,92	0,75	1,52	1,26
Lacon murinus	H	2,75	0,75	1,02	1,26
Atheta angustula	G		3,73	0,76	1,26
Zyras limbatus	E	1,83		1,27	1,10
Callistus lunatus	D		0,75	1,27	0,94
Mycetoporus splendens	D			1,52	0,94
Onthophagus ovatus	E_1	4,59	0,75		0,94
Abax ater	F	2,75	1,49		0,79
Byrrhus pilula	G	1,83	2,24		0,79
Ocypus fulvipenne	G	1,83	0,75	0,25	0,63
Ocypus olens	A_1		0,75	0,51	0,47
Amphimallon atrum	A		0,75	0,51	0,47
Agriotes gallicus	F	0,92	1,49		0,47
Phloeonomus planus	G			0,51	0,31
Ocypus similis	D			0,51	0,31
Cantharis rustica	E			0,51	0,31
Aphthona pygmaea	E_1			0,51	0,31
Xantholinus linearis	K	1,83			0,31
Aphthona herbigrada	E_1	1,83			0,31

Tab.20: 1.Fortsetzung

Art	Verbr. typ	Ha_1	Ha_2	Ha_3	Ha_{1-3}
Epipolaeus caliginosus	A	1,83			0,31
Atheta oblita	E_1	0,92		0,25	0,31
Pterostichus madidus	A		1,49		0,31
Atheta brunnea	H		1,49		0,31
Panagaeus bipustulatus	E	0,92	0,75		0,31
Liodes dubia	H	0,92	0,75		0,31
Harpalus rubripes	H			0,25	0,16
Amara communis	H			0,25	0,16
Molops piceus	F			0,25	0,16
Philonthus spermophili	F			0,25	0,16
Quedius invreai	E			0,25	0,16
Tachyporus chrysomelinus	K			0,25	0,16
Lamprobyrrhulus nitidus	F			0,25	0,16
Cryptophagus scanicus	L			0,25	0,16
Anthicus antherinus	D			0,25	0,16
Chaetocnema hortensis	D			0,25	0,16
Coccinella septempunctata	K			0,25	0,16
Sciaphilus asperatus	E			0,25	0,16
Lepyrus capucinus	E			0,25	0,16
Harpalus diffinis	E_1		0,75		0,16
Pterostichus cristatus	A		0,75		0,16
Omalium caesum	E		0,75		0,16
Stenus erichsoni	H		0,75		0,16
Philonthus atratus	K		0,75		0,16
Atheta subterranea	F		0,75		0,16
Oxypoda induta	A_1		0,75		0,16
Agriotes sputator	K		0,75		0,16
Geotrupes spiniger	H		0,75		0,16
?Apion virens	K		0,75		0,16
Trachyphloeus olivieri	E_1		0,75		0,16

Tab.20: 2.Fortsetzung

Art	Verbr. typ	Ha_1	Ha_2	Ha_3	Ha_{1-3}
Harpalus atratus	E_1	0,92			0,16
Stenus clavicornis	K	0,92			0,16
Xantholinus semirufus	A_1	0,92			0,16
Xantholinus schuleri	F	0,92			0,16
Platydracus fulvipes	H	0,92			0,16
Placusa tachyporoides	K	0,92			0,16
Atheta testaceipes	A_1	0,92			0,16
Oxypoda vittata	A_1	0,92			0,16
Cryptoph. pseudodentatus	E	0,92			0,16
Lagria hirta	H	0,92			0,16
Artenzahl (n)		33	37	39	71
Individuenzahl (N)		109	134	393	636

Tab.21: Artendominanz am Koppenachberg bei Montenach (Angaben in %)

Art	Verbr. typ	Mo_1	Mo_2	Mo_3	Mo_{1-3}
Carabus auratus	A	25,25		20,96	17,10
Platydracus stercorarius	G	12,39	26,03		11,70
Ocypus olens	A_1	7,80	9,59	5,24	7,38
Abax ater	F	11,02		5,76	6,30
Pterostichus madidus	A	4,59		11,53	5,76
Quedius ochripennis	H	3,21	15,07	0,52	5,40
Calathus fuscipes	D		17,13		4,50
Carabus purpurascens	A	2,75	3,43	4,19	3,42
Onthophagus joannae	F	1,84	0,69	6,81	3,24
Xantholinus semirufus	A_1		8,22		2,16
Harpalus rubripes	H	1,38	1,37	3,14	1,98
Brachynus crepitans	H	2,30	0,69	2,62	1,98
Carabus coriaceus	B			5,24	1,80
Epipolaeus caliginosus	A	4,13		0,52	1,80
Onthophagus ovatus	E_1	0,92	0,69	3,14	1,62
Lacon murinus	H	2,75	0,69	1,05	1,62
Tachyporus hypnorum	K	2,30	1,37	0,52	1,44
Pterostichus lepidus	G		5,48		1,44
Cicindela campestris	H	3,21			1,26
Pterostichus cupreus	H	0,46		2,62	1,08
Quedius nigrocoeruleus	E_1		4,11		1,08
Zyras limbatus	E	2,30	0,69		1,08
Harpalus latus	G			2,10	0,72
Geotrupes spiniger	H			2,10	0,72
Liodes badia	H	0,46		1,57	0,72
Carpophilus hemipterus	L		1,37	1,05	0,72
Asida sabulosa	A_1	1,38	0,69		0,72
Philonthus spermophili	F			1,57	0,54
Galeruca pomonae	G	0,92		0,52	0,54
Harpalus atratus	E_1	1,38			0,54

Tab.21: 1.Fortsetzung

Art	Verbr. typ	Mo_1	Mo_2	Mo_3	Mo_{1-3}
Odontaeus armiger	F	1,38			0,54
Pterostichus interstinctus	E_1			1,05	0,36
Xantholinus schuleri	F			1,05	0,36
Drusilla canaliculata	K			1,05	0,36
Limonius pilosus	E			1,05	0,36
Philonthus varius	K		0,69	0,52	0,36
Otiorrh. rugosostriatus	E	0,46		0,52	0,36
Callistus lunatus	D	0,46	0,69		0,36
Carabus convexus	H			0,52	0,18
Carabus nemoralis	F			0,52	0,18
Bembidion lampros	H			0,52	0,18
Panagaeus bipustulatus	E			0,52	0,18
Harpalus pubescens	K			0,52	0,18
Dromius linearis	D			0,52	0,18
Microlestes maurus	C			0,52	0,18
Lathrobium andorranum	F			0,52	0,18
Philonthus atratus	K			0,52	0,18
Ocypus similis	D			0,52	0,18
Quedius fuliginosus	K			0,52	0,18
Pselaphus heisei	A			0,52	0,18
Cryptophagus pilosus	D			0,52	0,18
Atomaria fuscata	H			0,52	0,18
Galeruca tanaceti	H			0,52	0,18
Luperus circumfusus	E_1			0,52	0,18
Aphthona atrovirens	F			0,52	0,18
Apion ononis	D			0,52	0,18
Apion seniculus	H			0,52	0,18
Otiorrhynchus ligustici	E			0,52	0,18
Otiorrhynchus porcatus	F			0,52	0,18
Sitona sulcifrons	E			0,52	0,18
Lepyrus capucinus	E			0,52	0,18

Tab.21: 2.Fortsetzung

Art	Verbr. typ	Mo_1	Mo_2	Mo_3	Mo_{1-3}
Nebria brevicollis	E		0,69		0,18
Amphimallon atrum	A		0,69		0,18
Harpalus azureus	D	0,46			0,18
Harpalus puncticollis	H	0,46			0,18
Abax ovalis	F	0,46			0,18
Ocypus fulvipenne	G	0,46			0,18
Ocypus aeneocephalus	I	0,46			0,18
Quedius semiobscurus	A_1	0,46			0,18
Phausis splendidula	C	0,46			0,18
Athous bicolor	E_1	0,46			0,18
Corymbites latus	H	0,46			0,18
Agriotes sputator	K	0,46			0,18
Enicmus transversus	H	0,46			0,18
Artenzahl (n)		35	21	50	74
Individuenzahl (N)		218	146	191	555

Tab.22: Artendominanz auf dem Schenkelsberg bei Mimbach (Angaben in %)

Art	Verbr. typ	Mi_1	Mi_2	Mi_3	Mi_{1-3}
Drusilla canaliculata	K	21,78	15,74	19,16	19,55
Onthophagus ovatus	E_1	7,69	16,53	7,50	9,98
Ocypus ophthalmicus	D	9,82	13,38	5,00	9,57
Quedius nigrocoeruleus	E_1	3,84	9,44	15,83	8,32
Platydracus stercorarius	G	9,39	7,08	5,00	7,70
Liodes badia	H	5,98	1,57	1,67	3,74
Onthophagus joannae	F	2,56	3,15	3,33	2,91
Ocypus fulvipenne	G	1,71	0,79	6,66	2,70
Ocypus similis	D	2,14	2,36	1,67	2,08
Zyras similis	G_1			7,50	1,87
Carabus auratus	A	0,85	5,51		1,87
Pterostichus cupreus	H	1,71	2,36	0,83	1,66
Barypithes trichopterus	A	3,42			1,66
Agriotes sputator	K	2,14		1,67	1,46
Charopus flavipes	B	2,99			1,46
Quedius ochripennis	H	1,71	1,57		1,25
Ocypus olens	A_1	2,14	0,79		1,25
Carabus purpurascens	A	0,43	0,79	2,50	1,04
Xantholinus linearis	K	0,43	1,57	1,67	1,04
Licinus depressus	G	0,85	2,36		1,04
Harpalus latus	G			3,33	0,83
Carabus nemoralis	F	1,28		0,83	0,83
Badister bipustulatus	K	0,85	1,57		0,83
Aphthona pygmaea	E_1	1,71			0,83
Philonthus spermophili	F			2,50	0,62
Panagaeus bipustulatus	E		0,79	1,67	0,62
Lacon murinus	H	0,43		1,67	0,62
Agriotes gallicus	F	0,43		1,67	0,62
Atheta puberula	F	1,28			0,62

Tab.22: 1.Fortsetzung

Art	Verbr. typ	Mi_1	Mi_2	Mi_3	Mi_{1-3}
Porcinolus murinus	G	1,28			0,62
Amphimallon atrum	A			1,67	0,42
Harpalus rubripes	H		1,57		0,42
Amara aulica	H		1,57		0,42
Trachyphloeus alternans	E_1		1,57		0,42
Trachyphloeus olivieri	E_1		1,57		0,42
Lamprobyrrhulus nitidus	F	0,43	0,79		0,42
Cryptophagus pilosus	D	0,43	0,79		0,42
Cicindela campestris	H	0,85			0,42
Calathus fuscipes	D	0,85			0,42
Falagria thoracica	A_1	0,85			0,42
Apion reflexum	H	0,85			0,42
Harpalus puncticollis	H			0,83	0,21
Gyrohypnus punctulatus	K			0,83	0,21
?Xantholinus longiventris	K			0,83	0,21
?Philonthus sparsus	A			0,83	0,21
Zyras humeralis	G			0,83	0,21
Zyras limbatus	E			0,83	0,21
Pheletes quercus	G_1			0,83	0,21
Asiorestia transversa	E			0,83	0,21
Microlestes maurus	C		0,79		0,21
Lathrobium pallidum	F		0,79		0,21
Tachinus rufipes	K		0,79		0,21
Glischroch. quadripunct.	G		0,79		0,21
Apion onopordi	H		0,79		0,21
Sitona sulcifrons	E		0,79		0,21
Brachynus crepitans	H	0,43			0,21
Liodes dubia	H	0,43			0,21
Quedius invreai	E	0,43			0,21
Mycetoporus ambiguus	C	0,43			0,21

Tab.22: 2.Fortsetzung

Art	Verbr. typ	Mi_1	Mi_2	Mi_3	Mi_{1-3}
Atheta testaceipes	A_1	0,43			0,21
Oxypoda vittata	A_1	0,43			0,21
Phosphaenus hemipterus	F	0,43			0,21
Athous bicolor	E_1	0,43			0,21
Byrrhus pilula	G	0,43			0,21
Cryptophagus setulosus	E	0,43			0,21
Hoplia philanthus	A	0,43			0,21
Cryptoceph. hypochoeridis	G	0,43			0,21
Otiorrhynchus porcatus	F	0,43			0,21
Trachyphl. bifoveolatus	E	0,43			0,21
Cyphocleonus trisulcatus	E	0,43			0,21
Sitona hispidulus	H	0,43			0,21
Artenzahl (n)		48	30	29	71
Individuenzahl (N)		234	127	120	481

Tab.23: Arten-Diversität

H_s	Standort
3.1452	Mo_3
3.0780	Mi_1
2.9486	Ha_1
2.8544	Ha_2
2.8324	Mi_3
2.7817	Mi_2
2.7681	Mo_1
2.5847	Ha_3
2.2933	Mo_2
1.5274	Wi_3
1.5171	Wi_2
1.4970	Wi_1
3.2908	Mo_{1-3}
3.2304	Mi_{1-3}
3.0774	Ha_{1-3}
1.9060	Wi_{1-3}

Tab.24: "species evenness"

J_s	Stand-ort
0.8433	Ha_1
0.8411	Mi_3
0.8179	Mi_2
0.8040	Mo_3
0.7951	Mi_1
0.7905	Ha_2
0.7786	Mo_1
0.7533	Mo_2
0.7296	Wi_2
0.7055	Ha_3
0.6633	Wi_3
0.5836	Wi_1
0.7646	Mo_{1-3}
0.7578	Mi_{1-3}
0.7219	Ha_{1-3}
0.6260	Wi_{1-3}

Tab.25: Differenz der Artenzusammensetzung und der Dominanzstruktur der Untersuchungsgebiete [$H_{diff}(s)$]

	Wi_{1-3}	Mi_{1-3}	Mo_{1-3}	Ha_{1-3}
Wi_{1-3}		0.6928	0.6550	0.5966
Mi_{1-3}	0.6928		0.4099	0.4173
Mo_{1-3}	0.6550	0.4099		0.3742
Ha_{1-3}	0.5966	0.4173	0.3742	

Tab.26: Verbreitungstypen-Dominanz auf den Brachflächen bei Winningen (Angaben in %)

Verbr. typ	Wi_1	Wi_2	Wi_3	Wi_{1-3}
K	53,84	25,00	30,00	42,86
H	23,08	25,00	10,00	14,29
D			20,00	9,52
E_1	15,38	12,50	10,00	9,52
F	7,69	12,50	10,00	9,52
L		12,50	20,00	9,52
E		12,50		4,76
A				
A_1				
B				
C				
G				
G_1				
I				
Anzahl der Verbr.-typen(v)	4	6	6	7
Arten-zahl (n)	13	8	10	21

Tab.27: Verbreitungstypen-Dominanz auf dem Hammelsberg bei Perl (Angaben in %)

Verbr. typ	Ha_1	Ha_2	Ha_3	Ha_{1-3}
H	18,18	18,92	15,38	16,90
K	15,15	13,52	10,26	14,08
E	9,09	8,11	15,38	12,68
F	12,12	10,81	10,26	11,27
E_1	12,12	8,11	5,13	9,86
A_1	12,12	8,11	5,13	8,45
D	3,03	5,41	15,38	8,45
G	9,09	13,52	12,82	8,45
A	6,06	10,81	5,13	7,04
B	3,03	2,70	2,56	1,41
L			2,56	1,41
C				
G_1				
I				
Anzahl der Verbr.-typen(v)	10	10	11	11
Arten-zahl (n)	33	37	39	71

Tab.28: Verbreitungstypen-Dominanz auf dem Koppenachberg bei Montenach (Angaben in %)

Verbr. typ	Mo_1	Mo_2	Mo_3	Mo_{1-3}
H	28,57	19,05	24,00	21,62
F	11,43	4,76	16,00	13,51
E	5,71	9,52	12,00	10,81
D	5,71	9,52	8,00	9,46
K	5,71	9,52	12,00	9,46
A	11,43	9,52	10,00	8,11
E_1	8,57	9,52	4,00	6,76
G	8,57	9,52	4,00	6,76
A_1	8,57	14,29	2,00	5,41
C	2,86		2,00	2,70
B			2,00	1,35
G_1			2,00	1,35
I	2,86			1,35
L		4,76	2,00	1,35
Anzahl der Verbr.-typen(v)	11	10	13	14
Arten-zahl (n)	35	21	50	74

Tab.29: Verbreitungstypen-Dominanz auf dem Schenkelsberg bei Mimbach (Angaben in %)

Verbr. typ	Mi_1	Mi_2	Mi_3	Mi_{1-3}
H	18,75	20,00	13,79	18,31
F	14,58	10,00	13,79	12,68
G	12,50	13,33	13,79	12,68
E	8,33	6,67	10,34	11,27
K	8,33	13,33	17,24	9,86
A	8,33	6,67	10,34	8,45
E_1	8,33	13,33	6,90	8,45
A_1	8,33	3,33		5,63
D	8,33	10,00	6,90	5,63
C	2,08	3,33		2,82
G_1			6,90	2,82
B	2,08			1,41
I				
L				
Anzahl der Verbr.-typen(v)	11	10	9	12
Arten-zahl (n)	48	30	29	71

Tab.30: Verbreitungstypen-Diversität

H_V	Standort
2.2577	Mi_1
2.2390	Ha_3
2.2271	Mo_2
2.2255	Mo_3
2.2034	Ha_2
2.1809	Ha_1
2.1794	Mo_1
2.1761	Mi_2
2.1454	Mi_3
1.7328	Wi_2
1.6959	Wi_3
1.1570	Wi_1
2.3438	Mo_{1-3}
2.3120	Mi_{1-3}
2.2462	Ha_{1-3}
1.6816	Wi_{1-3}

Tab.31: "Verbreitungstypen-evenness"

J_V	Standort
0.9764	Mi_3
0.9672	Mo_2
0.9671	Wi_2
0.9569	Ha_2
0.9471	Ha_1
0.9465	Wi_3
0.9451	Mi_2
0.9415	Mi_1
0.9337	Ha_3
0.9089	Mo_1
0.8677	Mo_3
0.8346	Wi_1
0.9367	Ha_{1-3}
0.9304	Mi_{1-3}
0.8881	Mo_{1-3}
0.8642	Wi_{1-3}

Tab.32: Differenz der Verbreitungstypen-Zusammensetzung und der Verbreitungstypen-Dominanzstruktur der Untersuchungsgebiete [$H_{diff}(v)$]

	Wi_{1-3}	Mi_{1-3}	Mo_{1-3}	Ha_{1-3}
Wi_{1-3}		0.2184	0.1826	0.1540
Mi_{1-3}	0.2184		0.0199	0.0329
Mo_{1-3}	0.1826	0.0199		0.0278
Ha_{1-3}	0.1540	0.0329	0.0278	

Lebenslauf

Geboren am 8.2.1950 in Landau/Pfalz

1956 - 1960	Volksschule (Pestalozzi-Schule) Zweibrücken
1960 - 1968	Staatliches Helmholtz-Gymnasium Zweibrücken
8.6.1968	Ablegung der Reifeprüfung am Staatlichen Helmholtz-Gymnasium Zweibrücken
1.9.1968	Immatrikulation an der Universität des Saarlandes, Saarbrücken. Fächer: Biologie, Chemie
1.4.1970	Wechsel zur Philosophischen Fakultät der Universität des Saarlandes, Saarbrücken. Fächer: Geographie, Biologie
Sommer 1971	Annahme der vorliegenden Arbeit bei Prof.Dr.P.Müller, Saarbrücken
2.10.1974	Antrag zur Zulassung zum Promotionsverfahren an der Philosophischen Fakultät der Universität des Saarlandes, Saarbrücken